

MESTRADO INTEGRADO EM ENGENHARIA DO AMBIENTE 2013/2014

***Qualidade do Ar Interior em Infantários:
comparação de ambientes urbanos e rurais***

RAFAEL ANTÓNIO OLIVEIRA NUNES

Dissertação submetida para obtenção de grau de
MESTRE EM ENGENHARIA DO AMBIENTE

Presidente do Júri: Manuel Fernando Ribeiro Pereira
(Professor Associado, Departamento de Engenharia Química da Faculdade de
Engenharia da Universidade do Porto)

Orientador académico: Sofia Isabel Vieira de Sousa
(Investigadora do LEPABE, Departamento de Engenharia Química da Faculdade de
Engenharia da Universidade do Porto)

Co-orientador : Maria da Conceição Machado Alvim-Ferraz
(Professora Convidada da FEUP - aposentada)

julho de 2014

“O Homem não é uma inutilidade num mundo feito, mas obreiro de um mundo a fazer.”

Leonardo Coimbra

Agradecimentos

Começo por agradecer aos meus orientadores, Doutora Sofia Sousa e Professora Maria Conceição Alvim-Ferraz, por todo o conhecimento que me transmitiram, por terem acreditado que seria capaz de estar à altura deste desafio, e acima de tudo, pela tolerância e compreensão demonstradas para comigo nos momentos mais difíceis.

Ao Pedro Branco por toda a ajuda e especialmente pelo companheirismo e amizade.

Agradeço ao Departamento de Engenharia Química, especialmente ao Laboratório de Engenharia de Processos, Ambiente, Biotecnologia e Energia, pelos recursos disponibilizados para a elaboração deste trabalho. Agradeço ainda aos infantários (creches e jardins de infância) envolvidos no estudo, à Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N) por gentilmente ter fornecido os dados de qualidade do ar ambiente referentes ao distrito do Porto e à Fundação para a Ciência e a Tecnologia (FCT), COMPETE, QREN e UE pelo financiamento do projeto PTDC/SAU-SAP/121827/2010 no qual a minha tese de mestrado esteve inserida.

A todos os meus colegas de curso, que marcaram esta longa jornada de 5 anos, em especial ao, António Vilanova, ao André Gouveia, ao Helder Amorim e ao Rui Ramos por todos os momentos de estudo, horas de almoço e muito mais.

Um agradecimento muito especial à CÁTIA ROCHA... Obrigado por todo o apoio incondicional, pela preocupação e pela paciência... Obrigado pela compreensão nos momentos em que não pude estar tão presente.

Aos meus pais, à minha irmã e ao meu tio, porque sem eles tudo isto não seria possível, e por acreditarem sempre que seria capaz de fechar mais um ciclo tão importante na minha vida.

Finalmente há mais um “Muito Obrigado!” que não podia ser esquecido. Agradeço à Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto, no seu corpo docente e de alunos, pelo que fizeram direta e indiretamente por mim. Foi uma verdadeira casa ao longo destes cinco anos que muito me fez crescer, tanto a nível académico, como a nível pessoal. Obrigado “Mui Nobre”.

Resumo

A problemática da qualidade do ar interior (QAI) em infantários é um interessante caso de estudo, principalmente porque as crianças são consideradas um grupo de risco e porque os infantários são os locais sociais onde as crianças passam grande parte do seu tempo. Vários compostos presentes no ar interior são motivo de preocupação, não só pelos seus efeitos agudos na saúde das crianças, mas também pelos efeitos crónicos que podem causar, tais como prevalência de asma e de outras doenças respiratórias e cardiovasculares. Assim, os principais objetivos deste estudo foram: i) avaliar a QAI de infantários (creches e jardins de infância) em áreas urbanas e rurais, através de medições contínuas de poluentes químicos (PM_{10} , $PM_{2,5}$ e PM_1 , COV, CH_2O , CO_2 , CO, Rn, NO_2 e O_3), poluentes microbiológicos (fungos e bactérias incluindo o caso particular da *Legionella*), bem como parâmetros de conforto térmico (temperatura e humidade relativa); ii) analisar para cada infantário os microambientes interiores: salas de aula e refeitório, durante períodos de ocupação e de não ocupação; e iii) comparar a QAI dos estabelecimentos de ensino em áreas urbana e rural entre si e com os valores constantes da legislação portuguesa e valores guia internacionais. As concentrações no ar ambiente de CO, NO_2 , O_3 , $PM_{2,5}$ e PM_{10} foram obtidas para determinar as razões Interior/Exterior. Foram ainda obtidas as temperaturas e humidades relativas do ar ambiente. As medições no ar interior foram efetuadas nas salas de aula e refeitórios em quatro infantários (três rurais e um urbano) em dias de semana e fins de semana. Todas as medições foram efetuadas no período de 4 de abril a 5 de junho de 2014. Foram encontrados incumprimentos aos valores guia da ASHRAE nos parâmetros de conforto térmico, principalmente no infantário urbano (T_{ar} máx: 52% e HR máx: 64%) e nos refeitórios dos infantários rurais (T_{ar} máx: 33% e HR máx: 51%), o que levou a situações de desconforto. Foram igualmente encontradas concentrações de CO_2 , $PM_{2,5}$ e PM_{10} mais elevadas que os valores de referência da legislação portuguesa, especialmente na área urbana (100% em alguns casos). As concentrações de CO e NO_2 foram também mais elevadas na área urbana o que esteve associado às emissões do tráfego rodoviário no ar ambiente. As concentrações de O_3 foram em média mais elevadas em ambiente rural, por influência do ar ambiente. Foram ainda encontradas situações pontuais de excedências tanto em ambiente rural como urbano de CH_2O , COVT e Rn, que indicam a presença de materiais emissores deste tipo de poluentes no interior dos infantários estudados. Medidas como hábitos de ventilação mais eficientes, controlo mais eficiente de parâmetros de conforto, por exemplo pela correta utilização de aquecedores e ar condicionado, escolha de materiais que não emitam CH_2O e COVT, são medidas simples e de baixo custo que podem ser implementadas para melhorar a QAI nos infantários.

Palavras Chave: Qualidade do ar interior, infantários, criança, rural, urbano

Abstract

Indoor air quality (IAQ) in nurseries is an interesting case of study, mainly because children are considered a risk group and because the nurseries are the place where children spend a great part of their time. Several compounds present in indoor air are of concern, not only because of their acute effects on children's health, but also due to the chronic ones, like asthma prevalence and other respiratory and cardiovascular diseases. Thus, the main objectives of this study were to: i) evaluate IAQ in nurseries (0 to 3 years old) and kindergartens (3 to 5 years old) in urban and rural areas, through continuous measurements of chemical pollutants (PM_{10} , $PM_{2.5}$ e PM_1 , volatile organic compounds, CH_2O , CO_2 , CO , Rn , NO_2 and O_3), microbiological pollutants (fungi and bacteria including the particular case of *Legionella*), as well as thermal comfort parameters (temperature and relative humidity); ii) analyse for each nursery the classrooms and lunchrooms, during occupancy (during the day in weekdays) and non-occupancy periods (during the night and weekends); and iii) compare nurseries IAQ in urban areas with that in rural areas as well as with the Portuguese legislation and international guidelines. The outdoor concentrations of CO , NO_2 , O_3 , $PM_{2.5}$ and PM_{10} were obtained to determinate Indoor/Outdoor ratios. Outdoor temperature and relative humidity were also obtained. Indoor air measurements were performed in classrooms and lunchrooms of four nurseries (three rural and one urban) on weekdays and weekends. All measurements were made in the period from April 4 to June 5, 2014. Non-compliances with ASHRAE guidelines were often found in the thermal comfort parameters, mainly in the urban nursery (T_{ar} max: 52% e HR max: 64%) and in rural lunchrooms (T_{ar} max: 33% e HR max: 51%), which led to discomfort situations. CO_2 , $PM_{2.5}$ and PM_{10} concentrations were also found higher than the Portuguese standards, especially in the urban area (100% in some cases). The concentrations of CO and NO_2 were also higher in the urban area and appeared to be related to road traffic emissions. In average O_3 concentrations were higher in the rural area, which was related with the outdoor air. Additionally, sporadic exceedances were also found both in rural and urban areas for CH_2O , COVT and Rn , indicating the presence of materials emitting these pollutants. Actions such as more efficient ventilation habits, correct use of heaters and air conditioning systems and choosing classroom materials that do not emit volatile organic compounds, namely CH_2O are simple and low cost measures that can be implemented to improve IAQ in nurseries.

Keywords: Indoor air quality, pre-schools, children, rural, urban

Índice

1	Enquadramento	1
1.1	Relevância.....	1
1.2	Objetivos	2
1.3	Estrutura.....	2
2	Introdução.....	4
2.1	Poluentes no ar interior	6
2.1.1	Poluentes químicos	7
2.1.2	Poluentes microbiológicos	16
2.2	Parâmetros de conforto térmico	18
2.3	Exposição e efeitos na saúde humana	19
2.4	Legislação e valores de referência	25
3	Estado da Arte	28
4	Metodologia	43
4.1	Recolha de dados	43
4.1.1	Caraterização dos edifícios e espaços interiores	43
4.1.2	Monotorização dos parâmetros ambientais.....	45
4.2	Tratamento de dados.....	53
5	Resultados e Discussão.....	54
5.1	Poluentes químicos	63
5.2	Poluentes microbiológicos.....	82
5.3	Parâmetros de conforto	84
5.4	Comparação com os valores de referência.....	87
5.5	Influência do ar ambiente	93
6	Conclusões e trabalho futuro	97
7	Referências bibliográficas	100

Anexo A	Ficha de Avaliação.....	113
Anexo B	Caraterização mais específica dos microambientes estudados	115
Anexo C	Fotografias dos microambientes.....	119
Anexo D	Tratamento de dados	124

Índice de tabelas

Tabela 1 - Classificação dos poluentes orgânicos (USEPA 2012b)	9
Tabela 2 - Resumo das principais fontes e possíveis efeitos na saúde, considerando parâmetros de conforto e poluentes químicos e microbiológicos. (adaptado de WHO (2009b), Jones (1999); Stetzenbach e Buttner (2000), Spengler e Sexton (1983), Branco, et al. (2014))	24
Tabela 3 - Gama de referência para os parâmetros de conforto (T_{ar} e HR) preconizados pela ASHRAE. (ASHRAE 2007; ASHRAE 2013; TSI Incorporated 2013).....	26
Tabela 4 - Poluentes/Parâmetros e respectivos limiares de proteção segundo a legislação nacional (Portaria 353-A, 2013) e valores guia da OMS, USEPA. (WHO 2010; WHO 2006; USEPA 2009, Portaria nº353-A/2013, Decreto-Lei nº 79/2006).	27
Tabela 5 - Período, objetivo, população de estudo e poluentes/parâmetros avaliados dos artigos analisados.....	29
Tabela 6 - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos	33
Tabela 7 - Principais características de cada microambiente estudado e períodos de medição	47
Tabela 8 - Equipamento, métodos e principais características de cada sensor dos equipamentos utilizados.....	50
Tabela 9 - Meios de cultura, métodos de ensaio, tempos e temperaturas de incubação dos parâmetros microbiológicos monitorizados	51
Tabela 10 - Período de medições para cada infantário.....	52
Tabela 11 - Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante	56
Tabela 12 - Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante	59
Tabela 13 - Razões das frações de PM em cada microambiente estudado: valores médios de acordo com os padrões de ocupação.....	81
Tabela 14 - Contagens, volumes, concentrações médias, T_{ar} média e HR média das amostragens de bactérias realizadas na Sala A, B e exterior de RUR1 em período de ocupação e não ocupação	82

Tabela 15 - Contagens, volumes, concentrações médias, T_{ar} média e HR média das amostragens de fungos realizadas na Sala A, B e exterior de RUR1 em período de ocupação e não ocupação	83
Tabela 16 - Inconformidades e excedências (%) dos valores médios horários aos valores guia da ASHRAE, OMS e legislação Portuguesa, apenas.....	88
Tabela 17 - Excedências (%) dos valores médios horários aos valores guia da OMS e legislação Portuguesa para PM durante dias de semana e fins	89
Tabela 18 - Cumprimentos e incumprimentos à legislação Portuguesa dos parâmetros microbiológicos em RUR1	90
Tabela 19 - Valores médios das razões I/E para NO_2 , O_3 e CO observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respetivos mínimos (min) e máximos (máx)	93
Tabela 20 - Valores médios das razões I/E para $PM_{2,5}$ e PM_{10} observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respetivos mínimos (min) e máximos (máx)	94
Tabela B1 - Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR1	115
Tabela B2 - Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR2.....	116
Tabela B3 - Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR3.....	117
Tabela B4 - Caraterísticas mais específicas dos microambientes de URB	118

Índice de figuras

Figura 1 - Penetração das PM segundo o seu d_{ae} (adaptado de Guarieiro e Guarieiro 2013)	8
Figura 2 - Esquema representativo do modo de entrada e saída de radão em edifícios (Morrow County Health Department 2014)	14
Figura 3 - Sequência de exposição desde a fonte até aos efeitos na saúde. (adaptado de Sousa (2009)	19
Figura 4 - Equipamentos utilizados: a) Radim 5B; b) TSI DustTrak™ DRX 8534 Aerosol Monitor; e c) HazScanner - model IEMS da SKC	49
Figura 5 - Equipamento de recolha de ar SAS Super IAQ (VWR International)	51
Figura 6 - Instalação dos equipamentos para obtenção de valores no exterior em meio rural.	52
Figura 7 - Distribuição das médias horárias de vários poluentes e parâmetros a) T_{ar} na Sala B de RUR1 à Semana; b) HR na Sala C de URB ao fim de semana; c) CO_2 na Sala B de URB à semana; d) CO Sala A de RUR2 ao fim de semana; e) PM_{Total} refeitório de URB à semana; f) $PM_{2,5}$ Sala A de RUR 3 ao fim de semana.	54
Figura 8 - Perfil diário das concentrações médias de CO_2 para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	63
Figura 9 - Perfil diário das concentrações médias de CO para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB.	65
Figura 10 - Perfil diário das concentrações médias de NO_2 para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	67
Figura 11 - Perfil diário de concentrações médias de O_3 para a) RUR1 - Sala A em OT (semana), Sala A OP, Sala B (semana e fim de semana) e refeitório em OT e OP, b) RUR2 - Sala A (semana) e refeitório, c) RUR3 - Sala A (semana) e d) URB	69
Figura 12 - Perfil diário das concentrações médias de COVT para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	70
Figura 13 - Perfil diário das concentrações médias de CH_2O para a) RUR1 (Sala A fim de semana, Sala B semana e refeitório em OT), b) RUR2 (Refeitório), c) RUR3 (Refeitório) e d) URB	73
Figura 14 - Perfil diário das concentrações médias de R_n para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	74

Figura 15 - Perfil diário as concentrações médias de PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_{10} e PM_{Total} , para RUR1, a), b), c) e d); RUR2, e), f), g) e h); RUR3, i), j), k) e l) e URB, m), n), o) e p), respetivamente	76
Figura 16 - Concentrações médias de bactérias e fungos (a) em ocupação e não ocupação nas Salas A e B e (b) no exterior	82
Figura 17 - Perfil diário dos valores médios de T_{ar} para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	84
Figura 18 - Perfil diário dos valores médios de HR para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB	84
Figura C1 - Fotografias de RUR1: a) Sala A (1); b) Sala A (2); c) Sala B (1); d) Sala B (2); e) Refeitório (1); f) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.	119
Figura C2 - Fotografias de RUR2: a) Sala A (1); b) Sala A (2) - Instalação dos equipamentos; c) Refeitório (1); d) Refeitório (2).	120
Figura C3 - Fotografias de RUR3: a) Sala A - Instalação dos equipamentos; b) Sala B; c) Refeitório (1); d) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.....	121
Figura C4 - Fotografias de URB: a) Sala A (1); b) Sala A (2); c) Sala B (1); d) Sala B (2); e) Sala B (3) - Instalação dos equipamentos; f) Sala C (1); g) Sala C (2); h) Sala C (3) - Instalação dos equipamentos; i) Refeitório (1); j) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.....	122

Abreviaturas

AC	Ar condicionado
ASHRAE	American Society of Heating, Refrigerating and Air-conditioning
AVAC	Aquecimento, ventilação e ar condicionado
BTEX	Grupo de compostos formado por benzeno, tolueno, etileno e xileno
CCDR-n	Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte
COV	Compostos orgânicos voláteis
COVmic	Compostos orgânicos voláteis de origem microbiana
COVT	Compostos orgânicos voláteis totais
d _{ae}	Diâmetro aerodinâmico
EUA	Estados Unidos da América
FEUP	Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto
GVPC	Gas Vesicle Protein C
HPA	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
HR	Humidade relativa do ar
IARC	International Agency for Research on Cancer
ILAC	Laboratório Internacional de Acreditação e Cooperação
INOX	Aço inoxidável
IPAC	Instituto Português de Acreditação
ISO	International Organization for Standardization
MEA	Malt extract agar
MT	Margem de tolerância
NO _x	Óxidos de azoto
OMS	Organização Mundial de Saúde
OP	Ocupação Parcial
OSHA	Occupational Safety and Health Administration
OT	Ocupação Total
PAI	Poluição do Ar Interior
PM	Partículas em suspensão
PM ₁	Partículas em suspensão de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 1 µm
PM ₁₀	Partículas em suspensão de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 10 µm
PM _{2,5}	Partículas em suspensão de diâmetro aerodinâmico equivalente inferior a 2,5 µm
PM _{Total}	Partículas em suspensão totais
PVC	Policloreto de vinil
QAI	Qualidade do Ar Interior
RECS	Regulamento de desempenho energético dos edifícios de comércio e serviços
REH	Regulamento de desempenho energético dos edifícios de habitação
RF	Refeitório
Rn	Radão
RUR1	Infantário rural 1
RUR2	Infantário rural 2
RUR3	Infantário rural 3
SCE	Sistema de certificação energética
TSA	Trypticase soy agar
T _{ar}	Temperatura do ar
UE	União Europeia
UFC	Unidades formadoras de colónias
URB	Infantário urbano
USEPA	United States Environmental Protection Agency

1 Enquadramento

1.1 Relevância

A presente Dissertação de Mestrado foi desenvolvida em ambiente académico, no âmbito do Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, da Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

Atualmente tem-se verificado um crescente interesse por parte de investigadores sobre a temática da qualidade do ar interior (QAI), uma vez que a população, de um modo geral, despende cerca de 87% do seu tempo em ambientes interiores (Klepeis, et al. 2001). Além deste facto, atualmente sabe-se que existe uma grande variedade de fontes poluentes no interior, tão ou mais significativas que as do ar ambiente. A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos da América (USEPA do inglês *United States Environmental Protection Agency*), estima que os níveis de poluição do ar interior (PAI) possam ser duas a cinco vezes mais elevados que os níveis de poluição do ar ambiente, podendo os seus efeitos ser, consequentemente, mais nocivos para a saúde pública e para grupos de risco em particular (Sousa, et al. 2012a; Sousa, et al. 2012b). A Organização Mundial de Saúde (OMS) avaliou a contribuição de uma série de fatores para a ocorrência total de doenças e concluiu que a PAI é o oitavo mais importante fator de risco, sendo responsável por 2,7% das ocorrências (WHO 2010; Smith e Mehta 2003).

Um dos grupos de risco mais vulneráveis à poluição do ar são as crianças, e segundo a OMS estas não podem ser consideradas como “pequenos adultos”, uma vez que são altamente vulneráveis aos riscos ambientais (WHO 2004). A vulnerabilidade acrescida deste grupo de risco tem vindo a despertar o interesse dos especialistas para a avaliação da QAI em escolas, uma vez que se sabe que atualmente as crianças despendem cerca de 8 a 10 horas por dia em estabelecimentos de ensino e que apenas 2 a 3 horas do total dessas 10 horas são passadas no exterior (Tong e Lam 1998; Schwartz 2004). Neste sentido vários estudos têm sido realizados no âmbito da QAI em escolas, maioritariamente em escolas primárias e escolas básicas do 2º e 3º ciclo (Yoon, et al. 2011). Apesar de não existir nenhuma prova definitiva, supõe-se que as crianças que frequentam o ensino pré-escolar sejam mais vulneráveis à PAI e a doenças provocadas por esta, que aquelas que frequentam escolas primárias (Hagerhed-Engman, et al. 2006). Os principais pressupostos que sustentam esta ideia, têm que ver com o nível de desenvolvimento anatómico (corpo e sistema imunitário) que é menor no caso das crianças mais novas, com a diversidade de atividades que é maior em idades pré-escolares e ainda, o facto de nestas idades (0 aos 6 anos) as crianças não serem capazes de compreender e comunicar claramente sintomas de desconforto ou doença (Yoon, et al. 2011). Perante isto, a avaliação da QAI em estabelecimentos de ensino pré-escolar assume grande importância, devido à grande variedade

de fontes de poluição e pelo facto de os infantários (creches - 3 meses aos 3 anos de idade e jardins de infância - 3 aos 5 anos de idade) serem os primeiros locais sociais com que as crianças contactam (Yoon, et al. 2011). Apesar de se reconhecer esta importância a informação existente sobre o estudo da QAI em infantários é ainda escassa (Branco, et al. 2014), particularmente em meio rural. O estudo da QAI em meio urbano e rural é relevante porque existem diferenças conhecidas a nível ambiental e social. A nível ambiental esta ideia é sustentada essencialmente pela influência que o tráfego exerce sobre as concentrações de gases resultantes da queima de combustíveis no ar ambiente e a nível social porque os hábitos e estilos de vida nestes dois tipos de ambientes são diferentes.

Em Portugal existem cerca de 2593 creches e 6812 infantários, perfazendo um total de 9405 infantários com cerca de 367323 crianças inscritas (3,5% da população portuguesa) (GEP 2014), o que justifica a necessidade do estudo aprofundado da QAI nestes locais.

1.2 Objetivos

Este trabalho teve como objetivo global avaliar a QAI em infantários (creches e jardins de infância).

Os objetivos específicos foram:

- i) analisar a QAI de infantários (creches e jardins de infância) em contexto urbano e rural, através de medições contínuas de poluentes químicos (PM_{10} , $PM_{2,5}$, PM_{10} e PM_{Total} COV, CH_2O , CO_2 , CO , Rn , NO_2 e O_3), parâmetros de conforto térmico (T_{ar} e HR), bem como poluentes microbiológicos, tais como fungos e bactérias incluindo o caso particular da bactéria *Legionella*;
- ii) avaliar para cada edifício os microambientes interiores (salas de aula e refeitório), tanto em períodos de ocupação (durante o dia em dias da semana) como em períodos de não ocupação (durante a noite e fins de semana);
- iii) comparar a QAI dos estabelecimentos de ensino em meio urbano e rural com os valores constantes da legislação portuguesa e valores guia internacionais, bem como compará-los entre si.

1.3 Estrutura

Esta tese está dividida em seis capítulos, cada um com o conteúdo referido de seguida.

O Capítulo 1 explica a motivação deste trabalho e as linhas gerais da tese, funcionando como um prefácio. O Capítulo 2 consiste na introdução teórica do trabalho em que é introduzido o tema da QAI na sua globalidade e contém uma visão geral sobre as propriedades, processos de formação e fontes dos poluentes, bem como fatores que influenciam o conforto térmico dos

ocupantes de edifícios. Além disto é ainda analisado o conceito de exposição, bem como indicados problemas de saúde resultantes da exposição à PAI. Finalmente é feita uma breve análise aos regulamentos legislativos nacionais e valores guia internacionais. O Capítulo 3 consiste no estado da arte, e portanto é feita uma revisão bibliográfica da informação existente sobre a QAI em infantários. O Capítulo 4 apresenta os equipamentos e metodologia utilizada para a realização deste trabalho. Especificamente são caracterizados os infantários segundo alguns critérios fundamentais para a aferição da QAI. São ainda apresentados os princípios utilizados para o tratamento dos dados obtidos. O Capítulo 5 inclui os resultados obtidos e a sua discussão, nomeadamente os perfis médios diários dos diversos parâmetros e poluentes, distribuição de tamanhos de partículas em suspensão, razões Interior/Exterior (I/E), bem como é feita a comparação dos valores obtidos com a legislação Portuguesa e valores guia internacionais. Por fim, o Capítulo 6 contempla as conclusões e as considerações finais, dando também uma indicação do que poderá ser feito no seguimento deste trabalho.

2 Introdução

A garantia de um ar interior saudável é atualmente reconhecida como um direito básico e um fator determinante da saúde e do bem-estar (WHO 2009a).

As primeiras referências a problemas de contaminação do ar interior datam do século XVIII. Benjamin Franklin escreveu sobre os efeitos dos fumos de lareiras em salas sem exaustão, salientando a necessidade de construir chaminés apropriadas. O mesmo autor escreveu também sobre a “formação de tetos” quando era utilizado carvão para aquecimento propondo, como solução do problema, a “diluição” dos fumos com ar fresco (ventilação) (Spengler et al. 2000).

Seguidamente nos anos 60 e 70, foram realizadas as primeiras medições de QAI, sendo reconhecida a sua importância na exposição pessoal. Após a década de 70 os movimentos das pessoas entre diferentes ambientes foram estudados por cientistas sociais norte-americanos que concluíram que a maioria das pessoas passava mais tempo em ambientes interiores. Foi então necessário repensar se os valores provenientes das estações de monitorização fixas eram suficientes para representar a exposição pessoal à poluição do ar a que os indivíduos estavam sujeitos. Concluíram que estas não eram representativas e que o estudo da QAI nos diversos ambientes é crucial (Ashmore e Dimitroulopoulou 2009; Steinle, et al. 2013).

Sabe-se que atualmente, as pessoas despendem em média 87% do seu tempo em ambientes fechados (Klepeis, et al. 2001). Neste sentido, a exposição interior pode representar efeitos de saúde mais nocivos que a exposição no exterior (Yang, et al. 2009; Wichmann, et al. 2010). A USEPA, estima que os níveis de poluição do ar interior nos Estados Unidos da América (EUA) possam ser duas a cinco vezes mais elevados que os níveis de poluição do ar ambiente (USEPA 2012a). Perante isto, a grande parte da exposição diária à poluição do ar, ocorre em ambientes interiores que as pessoas habitualmente consideram não poluídos, como habitações, escolas, escritórios, espaços comerciais e de lazer, entre outros. Estes são frequentemente denominados de microambientes e são definidos como espaços tridimensionais onde os níveis de um poluente num período de tempo específico são uniformes ou têm propriedades estatísticas constantes (WHO 2006).

Segundo as orientações da OMS, existem três classificações principais para um microambiente: i) rural ou urbano; ii) interior ou exterior; e iii) em países desenvolvidos ou em vias de desenvolvimento (WHO 2006).

Cada microambiente interior apresenta características únicas, que variam de acordo com a sua localização geográfica, devido a diferenças de fatores que podem influenciar a distribuição espacial da concentração de um determinado poluente, nomeadamente condições atmosféricas e climáticas, características da construção dos edifícios, atividade humana, ventilação e

sistemas de aquecimento (Stranger, et al. 2008; Ashmore e Dimitroulopoulou 2009; Pegas, et al. 2011).

A QAI dos microambientes referidos anteriormente, depende essencialmente de dois fatores: i) a influência que os poluentes do ar ambiente exercem sobre o interior, nomeadamente, por fenómenos de difusão ou alteração na distribuição espacial da concentração dos contaminantes; e ii) existência de fontes de emissão internas de poluentes (Steinle, et al. 2013; Mejía, et al. 2011; Heudorf, et al. 2009).

A penetração de poluentes exteriores resulta na alteração da QAI. Esta influência depende do poluente em questão, sendo que na maioria dos casos para poluentes atmosféricos comumente conhecidos, existe uma infinidade de diferentes comportamentos derivados das suas propriedades físico-químicas. Existem três parâmetros principais que influenciam o grau de contribuição do ar ambiente na QAI: i) o coeficiente de penetração; ii) a taxa de decaimento; e iii) a taxa de renovação de ar (Wichmann, et al. 2010; WHO 2006).

O coeficiente de penetração é influenciado, principalmente, pelas propriedades físicas dos poluentes e pelas características dos edifícios, tais como, a dimensão das entradas de ar e outras formas potenciais de penetração (Theodosiou e Ordoumpozanis 2008; Zhu, et al. 2005). São muitas vezes utilizadas medições em simultâneo no interior e exterior, ou comparações entre medições efetuadas nos dois meios, para avaliar o grau de penetração de poluentes exteriores e a possível influência das fontes internas, na QAI (Chaloulakou e Mavroidis 2002; Yu, et al. 2009). Surgiu assim, o conceito de razão Interior/Exterior, que permite aferir se a concentração de um determinado poluente no interior, provem maioritariamente do exterior ou se resulta de fontes internas de emissão. A partir dos anos 80 inúmeros estudos têm vindo a investigar razões I/E para níveis de vários poluentes, nos EUA (Geller, et al. 2002; Polidori, et al. 2007; Lunden, et al. 2008; Martuzevicius, et al. 2008; Parker, et al. 2008), na Europa (Jones, et al. 2000; Götschi, et al. 2002; Cyrus, et al. 2004; Hänninen, et al. 2004; Koistinen, et al. 2004; Blondeau, et al. 2005; Stranger, et al. 2008; Fromme, et al. 2008), e noutros locais (Lee e Chang 2000; Ho, et al. 2004; Zuraimi, et al. 2007; Massey, et al. 2009; Monn 2002).

A taxa de decaimento traduz-se no tempo de residência de um poluente num sistema específico. Substâncias voláteis e reativas tendem a reduzir o seu efeito nocivo para longos períodos de tempo de exposição (Yu, et al. 2009; Zhu, et al. 2005).

A taxa de renovação do ar, comumente denominada de taxa de ventilação, é o fator mais importante e variável para a alteração da QAI, devido à influência exterior (Chaloulakou e Mavroidis 2002). Devido à necessidade básica de regular a temperatura interna, a climas ou estações mais quentes, estão associadas taxas de ventilação mais elevadas. Se por um lado, uma elevada taxa de ventilação diminui a acumulação de poluentes no interior, permite por outro, uma maior penetração de poluentes exteriores no interior, devido à abertura de entradas

de ar (Pegas, et al. 2011; Geiss, et al. 2011). O nível de desenvolvimento dos países apresenta-se igualmente como um fator importante para a ventilação, uma vez que, em países desenvolvidos, existem geralmente melhores e mais adequadas condições de ventilação, para promoção da renovação do ar e redução de possíveis fontes internas de poluentes (WHO 2006). Neste sentido, as características morfológicas e arquitetónicas dos edifícios, tais como, materiais de construção, dimensões das divisões e disposição destas, influenciam o comportamento dos poluentes nos espaços interiores. Alguns materiais são mais propícios a acumular poluentes, devido à sua porosidade e sinuosidade. Espaços interiores de grandes dimensões e com configurações lineares promovem a aerodinâmica, o que permite uma maior circulação do ar e, consequentemente diminuir a probabilidade de acumulação de poluentes no interior. (Norhidayah, et al. 2013; Missia, et al. 2010).

Como principais fontes de contaminação externa destacam-se as emissões de fontes móveis (tráfego) e as emissões de instalações industriais. De facto, o tráfego é responsável por uma parte significativa de poluentes emitidos para a atmosfera, nomeadamente partículas, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA), compostos orgânicos voláteis (COV), monóxido de carbono (CO) e óxidos de azoto (NO_x). Por sua vez, as emissões industriais emitem grandes quantidades de partículas, NO_x, dióxido de enxofre (SO₂) e COV. De acordo com (Chao 2001; Zabiegala, et al. 2002), as fontes externas, regra geral, são as que mais contribuem para as concentrações de vários poluentes no ar interior.

As emissões de fontes internas de poluentes e fatores como o número de ocupantes e as atividades desenvolvidas por estes são igualmente importantes (APA 2009). Uma vez que os poluentes apresentam composições químicas bastante variáveis, o controlo e análise de fontes interiores é de extrema importância, porque se podem detetar poluentes diferentes ou em quantidades mais elevadas do que no exterior (WHO 2006; APA 2009; Norhidayah, et al. 2013). Como principais fontes de poluição no interior podem apontar-se as condições estruturais do edifício, tais como os materiais utilizados em acabamentos interiores, para revestimentos e no mobiliário, o metabolismo dos ocupantes, os produtos de higiene pessoal e hábitos tabágicos, os produtos de limpeza e desinfeção, a existência de animais e plantas e o sistema de aquecimento/refrigeração (Jones 1999).

2.1 Poluentes no ar interior

Os principais poluentes e fatores que comumente afetam a QAI incluem, agentes químicos (partículas e fumos, vapores de compostos orgânicos e gases), agentes físicos (ambiente térmico, ruído, iluminação e radiações ionizantes) e agentes biológicos (Yu, et al. 2009; Chan, et al. 2009).

Dos poluentes químicos que afetam a QAI destacam-se as partículas em suspensão (PM), o dióxido de carbono (CO₂), o CO, o ozono (O₃), o NO₂, os COV, o formaldeído (CH₂O) e o radão (Rn). De salientar que, apesar do radão fazer parte deste grupo, a sua nocividade manifesta-se através de radiação ionizante (WHO 2010). Por vezes, os níveis individuais dos poluentes supra mencionados são muito baixos não sendo possível detetar a sua presença por técnicas instrumentais correntes, no entanto estes podem ser percecionados pelo odor e/ou pela sintomatologia provocada (Norbäck, et al. 2000). Nos contaminantes microbiológicos, podem incluir-se os fungos e as bactérias. No que diz respeito aos parâmetros de conforto térmico, destacam-se a temperatura e a humidade relativa (APA 2009).

2.1.1 Poluentes químicos

Partículas em suspensão

As PM são poluentes do ar constituídos por uma complexa mistura de compostos que podem ser sólidos ou líquidos, suspensos na atmosfera. Podem ainda apresentar várias formas e tamanhos, ser constituídas por centenas de diferentes compostos químicos e biológicos (gotículas, fumo, poeiras, vírus, grãos de pólen, bactérias e esporos de fungos) e, consequentemente, serem provenientes de várias fontes (USEPA 2009; WHO 2006; Tranfield e Walker 2012).

Devido às suas características, a sua classificação é habitualmente definida de acordo com o “tamanho da partícula”, que corresponde ao diâmetro aerodinâmico (d_{ae}). Esta propriedade uniformiza as dimensões de uma partícula em particular, expressando o diâmetro de uma partícula esférica ideal com uma densidade de 1 g cm^{-3} , que apresenta as mesmas propriedades, inerciais e velocidade de sedimentação, que a partícula em questão (Wilson, et al. 2002). Esta escolha de classificação permite de um modo simplificado a comparação entre as diferentes partículas, que muitas vezes apresentam tamanhos irregulares e diferentes densidades (WHO 2006).

As partículas podem então ser classificadas segundo o seu d_{ae} como sendo: i) partículas grosseiras (d_{ae} superior a $2,5 \mu\text{m}$); ii) Partículas finas (d_{ae} entre $0,1 \mu\text{m}$ e $2,5 \mu\text{m}$); e iii) partículas ultrafinas (d_{ae} inferior a $0,1 \mu\text{m}$) (APA 2009). A comissão da *International Organization for Standardization* (ISO) sugere ainda que as PM, sejam classificadas como torácicas (d_{ae} menor ou igual a $10 \mu\text{m}$), respiráveis (d_{ae} menor ou igual a $2,5 \mu\text{m}$) e inaláveis (d_{ae} menor que $0,1 \mu\text{m}$). Estas designações tem que ver com o grau de penetração das PM no aparelho respiratório. Na **Figura 1** encontra-se esquematizado o grau de penetração das PM no aparelho respiratório de acordo com o seu tamanho.

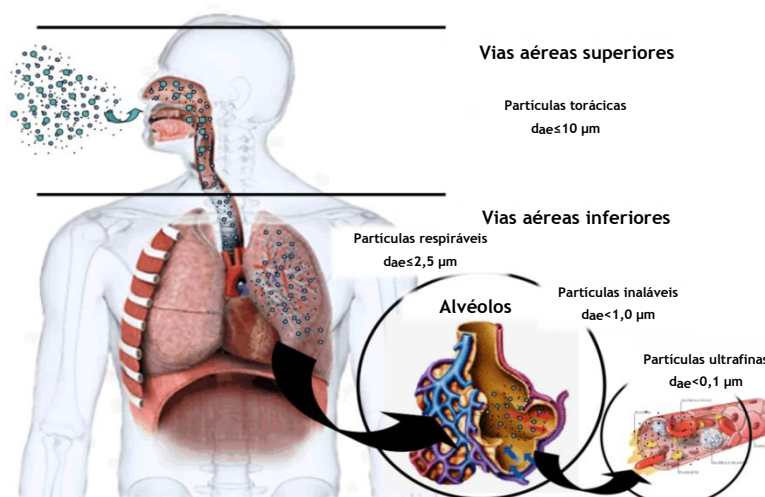


Figura 1 - Penetração das PM segundo o seu d_{ae} (adaptado de Guarieiro e Guarieiro 2013)

Apesar da fração de partículas PM_{10} (partículas com d_{ae} inferior a $10\ \mu m$) ser a mais amplamente divulgada, os estudos mais recentes têm-se focado no estudo da fração de $PM_{2,5}$ (partículas com d_{ae} inferior a $2,5\ \mu m$), uma vez que esta é mais prejudicial à saúde (WHO 2006; Sousa, et al. 2012b).

A concentração de partículas em ambientes interiores depende da combinação de vários fatores, tais como, as condições ambientais, os materiais de construção, o tipo de atividades dos ocupantes, o tipo/frequência da ventilação (Liu, et al. 2013). A poeira proveniente do exterior dos edifícios pode ser uma importante fonte de PM, podendo ser responsável pela existência de compostos muito adversos em espaços interiores, como por exemplo metais pesados (Darus, et al. 2012). Atividades de construção constituem também importantes fontes exteriores (Liu, et al. 2013).

De acordo com Rohr, et al. (2003) as reações internas entre o O_3 e hidrocarbonetos insaturados (por exemplo, terpenos como o d-limoneno, o α -pineno, o β -pineno e o α -terpineno) são uma potencial fonte de partículas de dimensões muito reduzidas no ar interior. No entanto, estas reações representam uma fonte interna “mal documentada” (He, et al. 2004). O fumo do tabaco é também uma fonte interior importante de partículas finas (Fromme, et al. 2007; Fromme, et al. 2008). De acordo com Breysse, et al. (2005), 75% da massa de partículas existentes no ambiente interior tem um diâmetro inferior a $2,5\ \mu m$. Esta proporção aumenta para ambientes interiores onde existem fumadores (Stranger, et al. 2008).

A exposição individual a partículas que ocorre em espaços interiores é diretamente afetada por mecanismos de deposição e ressuspensão, que frequentemente são responsáveis por elevadas concentrações (Madureira, et al. 2012).

Numa revisão bibliográfica sobre partículas em infantários e escolas primárias em vários países do mundo (Sousa, et al. 2012b) encontraram evidências que os limites constantes nas legislações nacionais e os valores guia da OMS estão a ser ultrapassados, especialmente em países em vias de desenvolvimento. Os países asiáticos foram aqueles onde se registaram as maiores concentrações. Na Índia Goyal e Khare (2009) reportaram concentrações máximas em meio urbano de $PM_{2.5}$ de $789,2 \mu g m^{-3}$ e de PM_{10} de $2204,1 \mu g m^{-3}$. Na Europa os níveis são geralmente mais baixos que o dos países asiáticos, no entanto alguns estudos reportaram níveis elevados. Diapouli, et al. (2008) reportaram níveis máximos de PM_{10} de $600 \mu g m^{-3}$ e de $PM_{2.5}$ de $200 \mu g m^{-3}$. Em Portugal Almeida, et al. (2011) reportaram em concentrações máximas em ambiente urbano de PM_{10} de $146 \mu g m^{-3}$ e de $PM_{2.5}$ de $10 \mu g m^{-3}$. Branco, et al. (2014) reportaram níveis máximos de PM_{10} de $310 \mu g m^{-3}$ e de $PM_{2.5}$ de $158 \mu g m^{-3}$, em infantários urbanos.

Compostos orgânicos voláteis

Existe uma infinidade de materiais químicos, sintéticos e naturais, que podem ser denominados COV. Mais de 900 foram identificados no ar interior, sendo que 250 incluem essencialmente solventes como o, benzeno, tolueno, etil-benzeno e xileno (BTEX) (APA 2009; Tsakas, et al. 2011).

A sua composição torna possível a sua evaporação em condições normais de pressão e temperatura. Neste sentido, os COV são muitas vezes classificados pelo seu ponto de ebulição, uma vez que, geralmente quanto maior é a volatilidade de um composto, menor é o seu ponto de ebulição (USEPA 2012b).

Na **Tabela 1** encontra-se a classificação dos compostos orgânicos mais frequentes em espaços interiores e a sua classificação quanto à sua volatilidade e gama de pontos de ebulição respetivos.

Tabela 1 - Classificação dos poluentes orgânicos (USEPA 2012b)

Subgrupos de compostos orgânicos	Pontos de ebulição
Compostos orgânicos muito voláteis	< 0 a 50 - 100 °C
Compostos orgânicos voláteis	50 - 100 °C a 240 - 260 °C
Compostos orgânicos semi-voláteis	240 - 260 °C a 380 - 400 °C
Compostos orgânicos associados a matéria orgânica particulada	>380 °C

Existem ainda cerca de 200 que têm origem microbiana (COVMic). A presença de contaminação por fungos em ambientes interiores (presença de humidade nos materiais de construção, por exemplo) pode estar associada à existência de COV como álcoois, aldeídos, cetonas, terpenos,

ésteres, aminas, compostos aromáticos, bem como, compostos contendo enxofre e azoto (USEPA 2008a).

Dado que em qualquer ambiente a concentração de um dado COV pode ser muito variável e dependente da presença ou ausência de potenciais fontes de emissão, muitos autores assumem níveis de compostos orgânicos voláteis totais (COVT) evitando a sua quantificação individual (Yang, et al. 2009; Yoon, et al. 2011; Jones, 1999). No entanto, existem limitações analíticas na determinação de COVT, nomeadamente a não deteção de alguns compostos orgânicos reativos, tais como, aldeídos, hidroperóxidos, produtos intermediários da reação em misturas de O_3/NO_2 e COV insaturados como os terpenos e compostos odoríferos, que se encontram frequentemente presentes em níveis vestigiais e por isso difíceis de dosear (Wolkoff e Nielsen 2001).

Os COV podem ser encontrados em ambientes exteriores e interiores. No entanto, de acordo com USEPA (2012) considerando as razões I/E reportadas em vários estudos, os seus níveis médios podem ser 2 a 10 vezes superiores no ar interior do que no ar ambiente (Missia, et al. 2010).

Existem três fontes principais de COV interiores: i) entrada de ar do exterior para o interior; ii) emissões dos materiais do edifício; e iii) atividades dos ocupantes.

A entrada de ar ambiente em ambientes interiores arrasta consigo vários tipos de poluentes. Algumas fontes exteriores específicas podem conduzir a maiores concentrações de COV em ambientes interiores do que em exteriores, por exemplo, os gases gerados em aterros ou resultantes de contaminações por petróleo, podem migrar através do solo ou das águas subterrâneas para edifícios adjacentes e aumentar significativamente as concentrações. O uso de pesticidas nas proximidades de edifícios pode também aumentar as concentrações destes compostos. Uma outra fonte de COV a partir do ar ambiente é o tráfego, que em semelhança com outros poluentes resulta da proximidade dos edifícios a vias de elevado tráfego, parques de estacionamento ou garagens subterrâneas (Jones, 1999). As principais fontes de COV são endógenas, destacando-se aqueles que são emitidos por produtos de acabamento (tintas, vernizes, colas) e construção, revestimentos (alcatifas, isolamentos acústicos e térmicos), mobiliário (aglomerados de madeira, espumas, material plástico), produtos de limpeza e desinfeção, produtos de higiene pessoal (cremes, loções, perfumes), produtos para aromatizar o ambiente e os processos de combustão (sistemas de aquecimento, fumo do tabaco) (Missia, et al. 2010; Pegas, et al. 2011; Kim, et al. 2008; Chang, et al. 2002; Zhang e Niu 2003). Frequentemente, edifícios de construção recente ou reabilitados apresentam concentrações mais elevadas nos primeiros seis meses de ocupação decorrentes de emissões dos materiais de construção e mobiliário (Yu e Crump 1999). Vários estudos referem uma gama de valores de COVT de $40 \mu\text{g m}^{-3}$ a $230 \mu\text{g m}^{-3}$ em espaços públicos interiores, existindo casos com

concentrações médias de $320 \mu\text{g m}^{-3}$ (Daisey, et al. 2003; Guo, et al. 2003). Apesar disto, têm sido encontrados níveis superiores em edifícios escolares. Cavallo, Alcini e de Bortoli (1993) num estudo em 10 infantários e creches italianas encontraram níveis numa gama de $28 \mu\text{g m}^{-3}$ a $11300 \mu\text{g m}^{-3}$. Em 4 creches de paris Laurent e Petit-Coviaux (1993) encontraram níveis médios de $1000 \mu\text{g m}^{-3}$ (Daisey e Algell 1999). Mais recentemente, Pickett e Bell (2011) avaliaram os níveis de COVT em 53 casas com crianças dos 0 aos 6 meses de idade, encontrando níveis médios de $1626 \mu\text{g m}^{-3}$.

Formaldeído

Entre o conjunto de COV, o CH_2O tem vindo a merecer a atenção dos investigadores da QAI, pela frequência com que são encontrados níveis significativos deste composto nos ambientes interiores. É um gás incolor, inflamável, altamente reativo à temperatura ambiente e de odor intenso. No ar ambiente, o formaldeído é rapidamente foto-oxidado em CO_2 e reage muito rapidamente com os radicais hidroxilo, originando ácido fórmico. É um aldeído que, embora seja um composto volátil, não é detetado pelos métodos cromatográficos gasosos geralmente aplicados para a análise de COV, pelo que é habitualmente considerado separadamente. Este pode ser detetado por monitores eletroquímicos de leitura direta, por tubos colorimétricos, ou por amostragem passiva com tubos de difusão seguido de análise em laboratório. (WHO 2006; Jones, 1999; APA 2009).

A concentração de CH_2O no ambiente interior é normalmente superior às concentrações determinadas no exterior. A sua libertação, em ambientes interiores, depende das condições de humidade relativa, temperatura do ar e taxa de ventilação do espaço (Jones, 1999).

As principais fontes internas de CH_2O são os materiais de construção do edifício, como espumas de isolamento, aglomerados de madeira, contraplacados e materiais de mobiliário. É também utilizado nos acabamentos têxteis (tapeçarias e estofos) e faz parte da composição do fumo de tabaco. Existem outros produtos que contêm CH_2O na sua composição, tais como desodorizantes, tintas e desinfetantes (USEPA 1998).

Pode ainda ocorrer a formação secundária de CH_2O através da oxidação de COV e reações entre o O_3 , alcenos e terpenos. A contribuição desses processos químicos secundários para as concentrações no ambiente interior ainda não está totalmente quantificada (Salthammer e Mentese 2008; Wisthaler, et al. 2008).

Embora possam ser encontradas concentrações de $20 \mu\text{g m}^{-3}$ em edifícios novos ou reabilitados, com mobiliário renovado e em alturas quentes e húmidas do ano, em média a concentração situa-se nos $50 \mu\text{g m}^{-3}$ em residências e cerca de metade em edifícios públicos. A forma mais adequada de controlar a concentração de formaldeído em ambientes interiores é promover

uma adequada taxa de renovação do ar e o uso de materiais e produtos com baixo potencial de emissão deste poluente (Haghighat e De Bellis 1998; Kelly, et al. 1999; Wolkoff e Nielsen 2010).

Dióxido de Carbono

O CO₂ é um gás incolor, inodoro e não inflamável, gerado por processos de combustão e expelido através do processo de respiração de seres vivos (APA 2009).

O número de ocupantes, o tamanho do espaço e o nível de atividade física influenciam a concentração deste agente em ambientes interiores, verificando-se, normalmente, níveis mais elevados no final da manhã e da tarde. O metabolismo humano gera CO₂ a uma taxa de cerca de $0,3 \times 10^{-3} \text{ m}^3 \text{ min}^{-1}$ durante a execução de tarefas leves (APA 2009). A sua concentração no ar interior pode dar uma boa indicação da taxa de ventilação (USEPA 2009). Deste modo, se os outros poluentes forem gerados a uma taxa que também dependa do nível de ocupação, o nível de CO₂ apresenta-se como um bom indicador de possíveis concentrações de outros poluentes. Apesar disto, a concentração de CO₂ produzido pelos ocupantes é frequentemente utilizada como indicadora da qualidade do ar interior, ainda que por vezes seja usada em situações em que não pode ser estabelecida uma associação específica (Bakó-Biró, et al. 2011).

Os níveis típicos de CO₂ em ambientes interiores podem variar entre 1260 e 3600 mg m⁻³, superando os níveis comuns registados no ar ambiente que podem variar entre 630 e 720 mg m⁻³. Em salas de aula com inadequada ventilação, os níveis podem exceder os 5400 mg m⁻³ devido simplesmente ao metabolismo humano (Shendell, et al. 2004). De acordo com Jones (1999), para a maioria dos ambientes interiores a razão I/E deste gás é de 1/3.

Monóxido de Carbono

O CO é um gás, incolor, não irritante e sem odor nem sabor. É produzido pela combustão incompleta de combustíveis carbonáceos, como a madeira, o petróleo, o carvão, o gás natural e o querosene. É um dos poluentes mais comuns do ar (WHO 1999; Verschueren 2001).

A massa molecular do CO (28,01 g/mol) é similar à do ar, pelo que se mistura livremente com o ar, em qualquer proporção e move-se neste via transporte a granel. É combustível, pode servir como uma fonte combustível e pode formar misturas explosivas com o ar. O CO reage vigorosamente com o oxigénio, o acetileno, o cloro, o flúor e o óxido de azoto; não é detetável pelos seres humanos, quer pela visão, gosto ou cheiro (WHO 1999).

As emissões antropogénicas são responsáveis por cerca de dois terços deste poluente na atmosfera, sendo as restantes de cariz natural (USEPA 1998; Alam et al. 1999a). A exposição exterior a CO tem uma maior incidência junto de vias rodoviárias e em áreas de estacionamento, resultante dos gases de escape de veículos a motor (Kleinman 2008).

O CO é igualmente produzido em ambientes interiores por fontes de combustão (confeção de alimentos e aquecimento), sendo também introduzido através da penetração do ar ambiente no interior. Nos países desenvolvidos, as fontes mais importantes de exposição interior a este gás, são emissões resultantes de equipamentos utilizados na cozedura ou aquecimento, com defeito, instalados incorretamente, mal conservados ou sem manutenção, que queimam combustíveis fósseis em locais mal ventilados. Nos países em vias de desenvolvimento, a queima de combustíveis de biomassa e fumo de tabaco são as fontes mais importantes deste poluente (WHO 1999).

As concentrações de CO no ambiente interior são geralmente inferiores aos níveis encontrados no exterior excluindo os locais de permanência de muitos fumadores, ou em edifícios com garagens subterrâneas mal projetadas (Chaloulakou e Mavroidis 2002).

Alam, et al. (1994) constataram que as exposições de CO em crianças de idade pré-escolar em Helsínquia aumentavam consoante os estudantes estavam mais expostos a emissões de fogões a gás, hábitos de tabagismo dos pais em casa e deslocações de carro até às instalações escolares. O projeto INDEX, com base numa revisão detalhada da literatura, concluiu que as fontes de CO em residências da UE contribuem principalmente para exposições de carácter agudo (EC 2005).

Radão

O radão (Rn) é um gás de origem natural, inodoro, incolor, radioativo e um dos principais contribuintes para a exposição de radiação ionizante recebida pela população em geral. Este possui vários isótopos, sendo o mais estável o radão-222 (^{222}Rn), que é universalmente designado como “radão” ou “gás radão”. É um membro da série de decaimento do urânio-248 (^{248}U) e tem como seu parente imediato o rádio-226 (^{226}Ra) (WHO 2010). O radão é formado pelo decaimento do rádio no solo e nas rochas, pelo que existe uma relação direta da sua presença com a composição do solo (Vaupotic 2002).

No exterior o radão é emitido essencialmente por massas de terra. A sua concentração ao ar livre depende das características do solo (solo rico em urânio ou rádio, porosidade e consequente taxa de emissão de radão), topologia local e condições meteorológicas (Tsakas, et al. 2011). Em situações, tais como, inversões de temperatura, ou muito baixa precipitação, podem ser gerados fluxos elevados a partir do solo e os níveis deste poluente no ar podem aumentar rapidamente (WHO 2010; Tsakas, et al. 2011). Apesar disto, o ar ambiente geralmente atua como um fator de diluição, porque a concentração deste poluente é normalmente baixa, mas a sua monitorização é importante para a saúde local, em áreas próximas de possíveis emissões de urânio ou em solos graníticos, que combinadas com condições meteorológicas e topológicas específicas podem dar origem a níveis de radão exteriores elevados de duração sazonal (WHO 2010; APA 2009).

A sua concentração no ar interior varia essencialmente com as características do terreno onde são implementados os edifícios, materiais de construção utilizados, condições de ventilação e atividades dos ocupantes (Daisey, et al. 2003; Tsakas, et al. 2011). Em comparação com o gás do solo, o radão emitido por materiais de construção, na maioria dos casos, não contribui de forma significativa para os níveis de poluição interior. Embora os níveis emitidos sejam geralmente baixos, existem alguns materiais de construção que podem conter concentrações elevadas de rádio, contribuindo para o aumento da concentração de radão (Keller, et al. 2001). Na **Figura 2** encontra-se o modo de entrada e saída de radão nos edifícios.



Figura 2 - Esquema representativo do modo de entrada e saída de radão em edifícios (Morrow County Health Department 2014)

O ar ambiente sobre os oceanos apresenta valores muito baixos ($\sim 0,1 \text{ Bq m}^{-3}$) de concentrações de radão, devido à escassa presença de rádio na água do mar e à alta solubilidade do radão na água a baixas temperaturas. Por este motivo é de esperar níveis mas baixos de radão próximo de ilhas e regiões costeiras (Chevallard, et al. 2002).

Em espaços interiores o radão tende a acumular-se, principalmente durante o período noturno, podendo alcançar-se concentrações que podem ser superiores a 400 Bq m^{-3} ou mesmo superiores a 1000 Bq m^{-3} (EC 2013). A entrada do radão num edifício dá-se preferencialmente pelas zonas de contacto com a superfície do terreno (ITN 2005). Nos EUA, um estudo realizado pela USEPA detetou níveis muito elevados de radão no interior de escolas, sendo reportado que, uma em cada cinco escolas, tinha pelo menos uma sala de aula com uma concentração de radão acima do nível de ação (148 Bq m^{-3}) recomendado neste país (Daisey, et al. 2003). Em países europeus como a Republica Checa e Reino Unido foram encontradas razões I/E de 0,07 e 0,2, respetivamente (WHO 2010). São bastante limitados os dados em Portugal sobre os níveis médios de radão ao ar livre. Estima-se que se encontrem entre 5 e 20 Bq m^{-3} (Radiation 2008).

Um estudo efetuado em 4200 habitações em Portugal verificou que cerca de 60% das concentrações de radão se situam abaixo dos 50 Bq m⁻³. Os valores mais elevados foram detetados em casas localizadas em zonas graníticas (ITN 2005).

Óxidos de Azoto

O NO₂ é um gás inodoro e solúvel em água resultante essencialmente da oxidação do óxido de azoto (NO) na presença de luz solar (Mukala 1999). São sete os óxidos de azoto que podem ser encontrados no ar ambiente, no entanto, o óxido nítrico (NO) e o dióxido de azoto (NO₂) são os principais associados a fontes de combustão e mais significativos na avaliação da QAI (USEPA 1993).

No ar ambiente, os óxidos de azoto são formados por várias combinações de oxigénio e azoto a altas temperaturas, durante processos de combustão. Quanto mais elevada for a temperatura de combustão, mais óxido nítrico é gerado. De facto, 90-95% de óxidos de azoto são geralmente emitidos como o óxido nítrico e apenas 5-10%, como o NO₂, embora tenham sido observadas variações substanciais para diferentes fontes. Nas condições normais de pressão e temperatura, o óxido nítrico é rapidamente oxidado no ar pela ação de vários oxidantes, tais como, oxigénio, O₃ e vários COV, formando NO₂, sendo usualmente considerado um poluente primário por este motivo. Em ambientes interiores, o processo de oxidação é geralmente mais lento (USEPA 1993). O tráfego rodoviário e processos de combustão associados a atividades industriais são as principais fontes exteriores deste poluente. O NO₂ emitido exteriormente, proveniente de fontes naturais e antropogénicas influencia os níveis interiores e a exposição dos ocupantes pode ser elevada em espaços interiores próximos de vias rodoviárias com elevado tráfego, parques de estacionamento ou garagens subterrâneas (WHO 2006).

As fontes interiores mais importantes incluem, o fumo de tabaco, aparelhos a gás, óleo, querosene e carvão, tais como, fogões, fornos, esquentadores e lareiras, principalmente equipamentos sem manutenção (USEPA 1993; Ashmore e Dimitroulopoulou 2009; Chao 2001).

As concentrações de NO₂ no ambiente variam muito de acordo com as fontes locais, mas podem ser excedidas concentrações da ordem dos 500 µg m⁻³ nas áreas urbanas mais densas (USEPA 1993).

Ozono

O O₃ é um gás instável e tóxico que ocorre naturalmente no ambiente e é extremamente oxidante e reativo, sendo um poluente perigoso para a saúde quando presente na troposfera em excesso. O O₃ e outros oxidantes fotoquímicos são poluentes que não são diretamente emitidos pelas fontes primárias, englobam um grupo de espécies químicas que se formam através de uma série de reações complexas na atmosfera impulsionadas por poluentes precursores, tais como NO e COV, quando as suas moléculas absorvem a luz emitida a partir da

radiação solar. A sua origem fotoquímica origina fortes padrões sazonais e diurnos nos ambientes interiores com concentrações mais elevadas no Verão e no período da tarde. Isto deve-se ao facto de nestas alturas do ano e do dia as portas e janelas se encontrarem mais frequentemente abertas, o que permite a entrada de O_3 presente no ar ambiente. (APA 2009; WHO 2006).

A fonte mais importante de O_3 é o ar ambiente, tendo sido encontradas concentrações deste poluente no interior de escolas (Mejía, et al. 2011). O O_3 decompõe-se quando o ar entra em contato com superfícies, pelo que os níveis interiores são geralmente mais baixos que os exteriores (Tsakas, et al. 2011).

No entanto, alguns equipamentos que utilizam raios ultravioleta, como fotocopiadoras e impressoras a laser também o produzem. (APA 2009). Kagi, et al. (2007) confirmaram o aumento da concentração de O_3 no ar interior durante processos de impressão. Adicionalmente, este agente reage com vários COV formando poluentes secundários. A utilização de produtos de limpeza e purificadores de ar tem levado ao aumento da concentração de compostos capazes de reagir com o O_3 , como é o caso dos terpenos (como por exemplo, limoneno, - pineno, linalol, -terpeniol) (Geiss, et al. 2011; Weschler 2009). Este aumento resulta numa produção significativa de poluentes derivados do O_3 como, por exemplo, o CH_2O (Kagi, et al. 2007; Weschler 2009).

Na Europa, os níveis máximos de O_3 no ar ambiente podem variar entre os $120 \mu g m^{-3}$ e os $400 \mu g m^{-3}$ (EC 2007). Em Portugal foi desenvolvido um estudo na Área Metropolitana do Porto em que se compararam as concentrações de O_3 no ar ambiente registadas no períodos de 1861 a 1897 e de 1999 a 2003 e concluiu-se que as concentrações aumentaram cerca de 147% do período mais antigo para o período mais recente. Os níveis registados passaram de uma média global de $11,1 \mu g m^{-3}$ para $27,5 \mu g m^{-3}$ (Alvim-Ferraz, et al. 2006). As concentrações de ozono nos espaços interiores podem variar significativamente, entre 10% a 80% dos níveis do exterior (APA 2009).

2.1.2 Poluentes microbiológicos

Embora a maioria dos estudos sobre a QAI foquem essencialmente poluentes químicos, os efeitos na saúde de partículas biológicas inaladas não deve ser negligenciado, devido à grande variedade de material biológico presente em ambientes interiores. Uma grande variedade de microrganismos é encontrada em espaços interiores, onde são associados frequentemente à presença de matéria orgânica (por exemplo revestimentos de parede, madeira e produtos alimentares). O ar ambiente é uma das maiores fontes de bactérias e fungos em ambientes interiores, particularmente no Verão e no Outono (Jones, 1999).

O ambiente interior é um meio favorável ao desenvolvimento espécies microbiológicas, pois possui condições de temperatura e humidade que favorecem a formação de focos contaminantes. Geralmente a análise de microrganismos é realizada em termos de quantificação de fungos e bactérias existentes no local (Hess-Kosa 2002).

Os fungos não são considerados plantas nem animais, pois são desprovidos de mobilidade (caraterística animal) e de clorofila (característica de planta). Estes totalizam mais de 100 mil espécies e pertencem a um reino próprio, o Reino *Fungi*, que é constituído por fungos, leveduras, cogumelos e bolores. São organismos heterotróficos (necessitam de uma fonte externa de carbono para produzir o seu alimento), sendo as espécies mais comuns em ambientes interiores a *Aspergillus*, *Stachybotrys*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Cladosporium*, *Mucor*, *Absidia*, *Alternaria*, *Cryptostroma* (Hess-Kosa 2002). Encontram-se entre os poluentes do ar interior mais importantes e menos compreendidos, sendo praticamente omnipresentes em ambientes urbanos (Spengler, et al. 2000). Os fungos podem também produzir COV (característico cheiro a bolor) que são libertados durante um período de crescimento rápido e de elevada atividade (APA 2009).

A humidade elevada (>60 %) é considerada a principal causa de proliferação de fungos em ambientes interiores, estando esta relação bem documentada (Jones, 1999). A temperatura é outro fator que influencia o crescimento de fungos. Temperaturas compreendidas entre os 5 e os 10 °C inibem o seu crescimento, sendo a gama entre os 22 e os 32 °C ótima para o seu crescimento, e temperaturas entre os 30 e os 40°C promovem o crescimento máximo (Hess-Kosa 2002). Os restantes meios de desenvolvimento de fungos incluem: i) fontes de água, materiais de construção húmidos (por exemplo, telhas do teto molhadas); ii) a circulação de ar insuficiente (espaço quentes e húmidos), presença de poeiras e sujidade; e iii) limpeza inadequada dos sistemas de ventilação (Hess-Kosa 2002).

As bactérias são organismos unicelulares que podem ser encontrados na forma isolada ou em colónias e são geralmente microscópicas (Hess-Kosa 2002). As bactérias podem ser divididas em gram-positivas ou gram-negativas, a principal diferença reside no facto da parede celular das bactérias gram-positivas ser constituída principalmente por uma camada espessa de peptidoglicano e o seu teor em lípidos é nulo ou muito baixo (APA 2009). As bactérias mais comuns no interior são as gram-positivas, com origem nas secreções orais e nasais dos ocupantes, bem como, na pele e cabelos (APA 2009; Spengler, et al. 2000). Concentrações de bactérias gram-negativas próximas de 500 UFC/m³ sugerem suspeita de contaminação do ar interior, enquanto concentrações elevadas de gram-positivas sugerem elevada ocupação humana e/ou ventilação insuficiente. Em relação às bactérias deve ser considerada inaceitável a presença de *Legionella pneumophila*, *Pseudomona aeruginosa* e *Staphylococcus aureus* (Hess-Kosa 2002).

2.2 Parâmetros de conforto térmico

O ambiente térmico pode condicionar fortemente a QAI e por sua vez a atividade humana, podendo desencadear queixas e sintomatologia por parte dos ocupantes dos edifícios (Gladyszewska-Fiedoruk 2013; Theodosiou e Ordoumpozanis 2008; Jones, 1999).

A avaliação da temperatura (T_{ar}) e humidade relativa (HR) em edifícios é uma medição essencial para a determinação do seu nível do conforto térmico. A ASHRAE, e tal como está definido na ISO 7730, define conforto térmico como sendo: *“um estado de espírito que expressa satisfação com o ambiente térmico que envolve uma pessoa (nem quente nem frio)”*. É reconhecido que o conforto térmico não é um conceito exato e está dependente de parâmetros que se subdividem em 2 grupos: i) parâmetros individuais (atividade metabólica, vestuário e condições sociais); e ii) parâmetros físicos ou ambientais (temperatura e humidade relativa do ar) (ASHRAE 2004; Pegas, et al. 2011).

Além de afetar o conforto térmico, diversos estudos revelam que a T_{ar} e a HR influenciam a percepção e aceitabilidade da QAI, bem como, as concentrações dos poluentes no interior de edifícios, devido a necessidades que se prendem essencialmente com a ventilação dos espaços (Fang, et al. 1998; Fang, et al. 2004; APA 2009; Lee e Chang 2000).

Como fontes de calor no interior dos edifícios podem-se apontar os próprios indivíduos (cada pessoa irradia em média cerca de 120 a 190 kcal por hora, variando de pessoa para pessoa), o aquecimento associado aos equipamentos em funcionamento e o sistema de iluminação artificial (Cabral e Veiga 2006).

A HR resulta do equilíbrio obtido entre a produção de vapor de água e a ventilação. Como principais fatores que contribuem para elevadas concentrações de vapor de água no interior dos edifícios refere-se o metabolismo dos próprios indivíduos e respetivas atividades (cozinhar, lavar roupa e louça, entre outros), a humidade exterior e o insuficiente isolamento térmico, a ventilação reduzida e não homogénea (USEPA 1998)

Temperaturas elevadas estão associadas a irritação nos olhos, nariz e garganta, dores de cabeça e dificuldades de concentração e consequente desempenho. Usualmente, é recomendado que a temperatura interiores se encontre entre 20 e 23 °C no Inverno e 23 e 26 °C no Verão para promover o conforto térmico (Pegas, et al. 2011).

A HR do ar afeta a taxa de evaporação da água da pele, alterando a temperatura da pele e o equilíbrio do calor no corpo humano. Os valores sugeridos de HR para espaços interiores variam entre 30 a 65% (ASHRAE 2013). Para níveis superiores, há riscos de condensação nas paredes e janelas que danificam os edifícios e originam a formação de bolores e o desenvolvimento de outros microrganismos (Spengler, et al. 2000). A manutenção da HR abaixo de 60 % inibe o crescimento de fungos, ácaros e bactérias. No entanto, para valores inferiores a 25 % aumenta

o desconforto e pode originar a secagem das membranas mucosas e da pele, que podem levar a formação de gretas e irritação. Valores de HR baixos também aumentam a eletricidade estática, que causa desconforto e pode dificultar o uso de computadores e outros equipamentos (APA 2009). Vários estudos têm reportado níveis médios de T_{ar} e HR em diferentes alturas do ano em edifícios escolares. Yang, et al. (2009) reportaram valores de T_{ar} de 23,6 a 33,0 °C e de HR de 30,1 a 84,6% durante o Verão, e de T_{ar} de 14,0 a 28,0 °C e de HR de 16,5 a 73,0% durante o Inverno em edifícios escolares na Coreia do Sul. Fromme, et al. (2005) reportaram valores médios de T_{ar} de 21,5 °C e de HR de 37,4% em creches na Alemanha, no período de novembro a março. Zuraimi e Tham (2008), encontraram valores médios de T_{ar} de 28,3 °C e de HR de 68,5% em creches tropicais (Singapura).

2.3 Exposição e efeitos na saúde humana

O conceito de exposição surgiu em meados dos anos 80, e foi definido por Duan e Ott como sendo *"o episódio em que um indivíduo entra em contacto com um poluente, de uma certa concentração, por um determinado período de tempo"* (Ott, et al. 2007). A consolidação deste conceito permitiu revelar que os humanos são possivelmente o mais importante recetor de poluentes no ambiente (Monn 2002). Sempre que os poluentes atravessassem barreiras físicas, tais como, pele e células epiteliais alveolares o conceito de dose é aplicado (Sousa 2009).

O conceito de dose pode ser definido como *"a quantidade de material que é absorvido ou depositado no corpo humano durante um certo intervalo de tempo"* e depende das condições que envolvem o indivíduo, nomeadamente a sua posição geográfica em relação à fonte, ou seja, o gradiente de concentração espacial do poluente (WHO 2006; Monn 2002; Zhu, et al. 2005). A avaliação da exposição relaciona as fontes de poluentes com os seus efeitos adversos sobre a saúde humana (Sousa 2009). A **Figura 3** descreve o percurso de um poluente desde a sua fonte até aos efeitos causados na saúde.

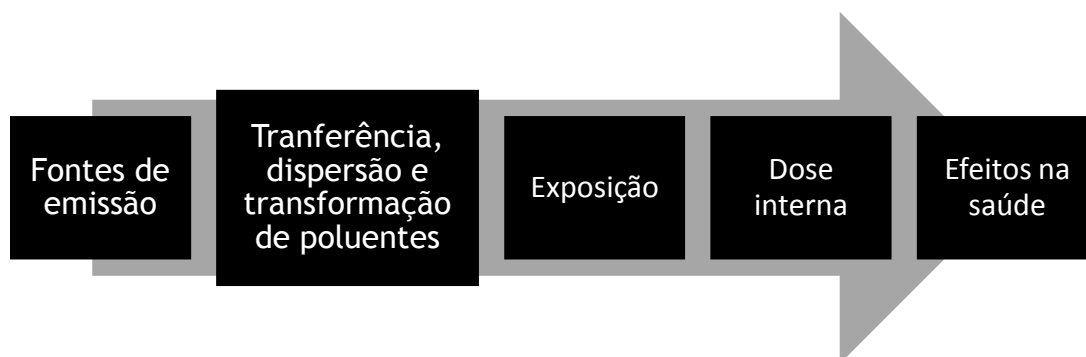


Figura 3 - Sequência de exposição desde a fonte até aos efeitos na saúde. (adaptado de Sousa (2009))

A exposição à poluição atmosférica tem sido relacionada com muitos problemas de saúde, sendo os principais aqueles que afetam os sistemas respiratório, cardiovascular e nervoso. O sistema

respiratório é a principal via de entrada dos poluentes do ar, no entanto qualquer sistema pode ser afetado (Sousa 2009). Os problemas de saúde supra mencionados têm vindo a ser relacionados ao longo dos anos com a poluição do ar ambiente, no entanto, existem problemas em quantificar a exposição em ambientes interiores, e consequentemente em relacionar possíveis efeitos adversos à saúde humana provocados pela PAI (Jones, 1999).

O recente interesse científico sobre a problemática da QAI tem procurado investigar os problemas de saúde provocados pela exposição em ambientes interiores, uma vez que atualmente existem indícios de que as concentrações de poluentes em ambientes interiores possam ser 2 a 5 vezes mais elevadas e que em média as pessoas passam cerca de 87% do seu tempo em ambientes fechados o que consequentemente aumenta o período de exposição, no entanto sabe-se muito menos sobre os riscos para a saúde provocados pela PAI do que aqueles que estão associados a contaminações do ar exterior (Jones, 1999).

Apesar do que já foi referido anteriormente, relativamente ao conhecimento acerca da relação dos problemas de saúde causados pela PAI, vários estudos têm vindo a ser elaborados com o intuito de relacionar diversos poluentes com efeitos adversos para a saúde humana.

As partículas em suspensão têm vindo a ser reconhecidas por várias organizações, como a USEPA e a OMS, como um dos poluentes prioritários, que tem um elevado potencial para induzir vários efeitos adversos para a saúde humana (Stanek, et al. 2011; Tranfield e Walker 2012) A exposição a partículas está associada a doenças pulmonares, asma e outros problemas respiratórios. Existem ainda evidências que estas possam causar irritação na pele, olhos, nariz e garganta e vias aéreas superiores, falta de ar, tonturas e reações alérgicas. (Sousa, et al. 2012a; USEPA 2012a). As frações de tamanho mais reduzido (PM_{10} , $PM_{2.5}$) podem agravar a asma e a bronquite, e têm sido responsáveis pelo aumento dos internamentos de emergência por doenças cardíacas e pulmonares, diminuição da função pulmonar e morte prematura nos EUA (USEPA 2012a). No grupo de risco das crianças, existem evidências de uma maior adversidade em indivíduos com historial de asma ou com vias aéreas híper-reativas (Dockery, et al. 1989).

A exposição a COV está associada a efeitos agudos e crónicos. Estudos recentes têm relacionado a exposição de pequenas concentrações com queixas respiratórias de indivíduos com asma (Canova, et al. 2013; Nurmatov, et al. 2013). No entanto, a maioria da informação existente sobre a toxicidade destes compostos foi estabelecida a partir de estudos experimentais em animais a altas concentrações. Como os níveis na maioria dos ambientes interiores são inferiores, a informação sobre este tipo de exposição é escassa. A exposição a COV de origem microbiana produzidos por fungos está relacionada com sintomas como dores de cabeça, irritação nasal, tonturas, fadiga e náusea (USEPA 2012b). Alguns compostos como o benzeno, o diclorometano e tetraclorometano, são agentes cancerígenos conhecidos (Jones, 1999). Existem ainda evidências que a exposição precoce a COV pode ter impacto sobre o sistema

imunológico fetal e infantil que ainda se encontra em desenvolvimento e, por isso, aumenta o risco de desenvolvimento de doenças alérgicas e respiratórias em crianças (Herbarth, et al. 2006; Rumchev, et al. 2004; Lehmann, et al. 2002; Nurmatov, et al. 2013). Um estudo efetuado por Smedje, et al. (1997) em edifícios escolares permitiu concluir que a exposição a estes agentes tem implicações importantes na aprendizagem, uma vez que afeta a capacidade de percepção e concentração.

O CH₂O foi em 1987, classificado pela USEPA como um provável cancerígeno humano para exposições prolongadas e em concentrações elevadas. A agência internacional para a investigação do cancro (AIIC), em 2006 classificou-o como agente cancerígeno humano do Grupo 1 (WHO 2006). Desde o início dos anos 90, foram realizados vários estudos para aferir sobre os efeitos que o CH₂O provoca em crianças. Estudos relataram associações entre as concentrações de CH₂O em casas e escolas e o aparecimento de novos casos de asma (Rumchev, et al. 2002), agravamento de sintomas de asma (Garret, et al. 1999; Venn, et al. 2003) e alergias (Lienert e Jr. 2010).

O CO₂ tem uma reduzida toxicidade nas concentrações em que geralmente está presente nos espaços interiores. No entanto, em concentrações moderadas, o CO₂ pode causar a sensação de desconforto e de ambiente abafado. Em concentrações superiores a 27000 mg m⁻³ pode também provocar perda de acuidade mental e acima de 54000 mg m⁻³ pode provocar dores de cabeça, tonturas e náuseas. A irritação da garganta e olhos, assim como a fadiga e algumas dificuldades respiratórias causadas pela ocupação deste gás em detrimento do oxigénio, são também consequências de concentrações elevadas deste poluente (USEPA 2009).

Os riscos para a saúde associados com CO variam de acordo com a sua concentração e duração de exposição (Raub, et al. 2000). Existem vários problemas de saúde associados à exposição ao CO, no entanto, os mais documentados e melhor compreendidos estão associados à hipoxia. A hipoxia ocorre devido à ligação do CO com a hemoglobina (Hb), formando carboxihemoglobina (COHb), o que limita a transferência de oxigénio para os tecidos humanos (Chaloulakou e Mavroidis 2002). A exposição a baixas concentrações de CO pode causar fadiga e dores no peito (sintomas mais intensos em pessoas com doença cardíaca crónica). Por outro lado, exposições a concentrações mais elevadas podem provocar dores de cabeça, tonturas e fraqueza em pessoas saudáveis, sendo ainda possível verificarem-se outros sintomas como sonolência, náusea, vômito, confusão e desorientação. Em níveis muito elevados, este poluente pode levar à perda de consciência e morte. Este agente pode ainda causar problemas neurológicos em idosos e dificuldades de aprendizagem e desenvolvimento nas crianças, bem como, o aborto em mulheres expostas durante a gravidez (WHO 1999).

No que diz respeito ao radão, a principal via de exposição é a inalação e de acordo com a OMS, estudos recentes demonstraram que a presença de radão no interior de edifícios é responsável

pelo aumento do número de casos de cancro no pulmão na população da Europa, América do Norte e Ásia. O radão é a segunda causa mais importante de cancro no pulmão em muitos países, depois do tabaco, tendo sido classificado pela AIIIC em 1988 como cancerígeno humano. Além do cancro no pulmão, são sugeridos outros efeitos na saúde, contudo, não existem, ainda, evidências suficientes que os comprovem. Vários estudos têm procurado relacionar a exposição ao radão com doenças como, leucemia e doenças cardiovasculares (WHO 2009b). Destes estudos, consta um estudo dinamarquês sobre radão em residências e a sua relação com a leucemia infantil (Raaschou-Nielsen, et al. 2008).

Uma infinidade de estudos têm vindo a examinar a relação da exposição de NO₂ com os seus efeitos para a saúde humana. Embora exista a preocupação por parte de alguns autores em reportar resultados dos efeitos na saúde da exposição de NO₂, baseados na sua sinergia com outros poluentes, extensas revisões concluíram que os seus efeitos para a saúde respiratória estão associados à sua exposição independente (WHO 2006; USEPA 2008b). A exposição a NO₂ está associada à diminuição das defesas imunitárias (Corbo, et al. 2001), aumento do risco de otites (Brauer, et al. 2006), eczema (Morgenstern, et al. 2008), infeções de nariz e garganta, sensibilidade a alérgenos alimentares (Brauer, et al. 2007), bem como, o aumento da coagulação do sangue após longos períodos de exposição (Baccarelli, et al. 2007). Em crianças e em ambientes interiores, este poluente tem vindo a ser associado a vários problemas de saúde. Num dos poucos estudos realizados para medir a exposição pessoal em crianças a NO₂, Smith, et al. (2000) encontraram associações significativas entre as variações diárias de NO₂ e sintomas de asma em crianças. Desde então, vários estudos sugerem que a exposição a NO₂ contribui para sintomas respiratórios em crianças, particularmente em crianças asmáticas, no entanto, ainda há um grau de inconsistência nos dados (Franklin 2007). Estudos de exposição pessoal em crianças identificaram ainda fatores determinantes na exposição de NO₂ como sendo emissões de fogões a gás e hábitos de tabagismo dos pais em casa, e a localização no centro das cidades dos estabelecimentos de ensino (Alam 1999b).

Por ser extremamente oxidante e reativo, exposições a concentrações elevadas de O₃ são perigosas para a saúde podendo causar problemas no trato respiratório e pulmões. À exposição a este poluente estão ainda associados sintomas como irritação nos olhos, dores de cabeça e secura da boca e garganta e doenças respiratórias crónicas, tais como a asma, podendo comprometer a capacidade do sistema imunitário combater infeções respiratórias. (WHO 2006; Alvim-Ferraz, et al. 2006). Em concentrações ditas normais as reações do O₃ com determinadas moléculas orgânicas encontradas em ambientes interiores, podem dar origem a produtos com um tempo de vida curto que são altamente irritantes e que podem ter uma toxicidade crónica associada, ou ser cancerígenos (APA 2009). Nos últimos anos, vários estudos epidemiológicos relataram associações entre um aumento nos níveis de O₃, e um aumento nos dias seguintes, da taxa de mortalidade e internamentos hospitalares, predominantemente relacionados com

doenças respiratórias e cardiovasculares (Pascal, et al. 2013). O O₃ está ainda associado a sintomas asmáticos em crianças na idade escolar (Mi, et al. 2006).

Dada a importância da exposição a agentes microbiológicos e os seus impactos na saúde, em 2009, a OMS publicou o documento “*WHO Guidelines for indoor air quality: dampness and mould*”, com o objetivo de promover a saúde pública e orientar as autoridades responsáveis na formulação de ações e políticas que visem melhorar a segurança e higiene dos edifícios. (WHO 2009a). Os microrganismos definidos como espécies patogénicas causam genericamente alguns tipos de sintomatologia aos ocupantes, tais como, reações alérgicas (nos olhos, nariz, garganta, pele) e infeções agudas com riscos graves para a saúde (trato respiratório, trato urinário) (APA 2009). O crescimento de fungos não é apenas esteticamente desagradável, mas pode representar sérios problemas de saúde (Jones 1999). Apesar da maioria dos fungos não serem patogénicos para os seres humanos saudáveis, bolores e outros fungos podem afetar a saúde humana através de alergia, infeção e toxicidade (Singh 2005). A exposição humana a bactérias pode originar infeções no sistema respiratório e urinário, febre, faringite, laringite ou pneumonias (APA 2009; Spengler, et al. 2000). Embora tenham sido identificadas mais de trinta e nove espécies de bactérias diferentes do género *Legionella*, existe uma espécie, *Legionella pneumophila*, responsável pela doença legionelose, que tem sido frequentemente identificada como a infeção melhor conhecida associada ao ambiente interior. A legionelose é uma doença bacteriana que pode apresentar duas formas clínicas diferenciadas: a infeção pulmonar frequentemente conhecida por “Doença do Legionário” que se caracteriza por uma pneumonia com febres altas, dores de cabeça e fraqueza; e a forma não pneumónica, conhecida como “Febre de Pontiac”, que se manifesta por sintomas como febre elevada (Spengler, et al. 2000).

A **Tabela 2** resume as principais fontes e possíveis efeitos na saúde de crianças expostas aos parâmetros que definem a QAI.

Existe a necessidade de mais pesquisas, principalmente na quantificação dos efeitos individuais e de saúde pública da poluição do ar em geral e da PAI em particular, para aumentar o conhecimento nesta área que permita tomar medidas preventivas e de controlo mais eficazes (Sousa 2009).

Tabela 2 - Resumo das principais fontes e possíveis efeitos na saúde, considerando parâmetros de conforto e poluentes químicos e microbiológicos. (adaptado de WHO (2009b), Jones (1999); Stetzenbach e Buttner (2000), Spengler e Sexton (1983), Branco, et al. (2014))

Parâmetro/poluento	Principais fontes interiores	Possíveis efeitos na saúde
T_{ar}	Ocupação, humidade e mudanças abruptas de clima.	Desconforto térmico.
HR		Desconforto térmico.
PM	Ressuspensão de partículas, carpetes, filtros AVAC, atividades de limpeza, emissões de tráfego e industriais, solo e vegetação.	Irritação da pele, olhos, nariz, garganta e vias aéreas superiores. Infecções respiratórias e prevalência de asma. Perda de concentração e absentismo.
CO_2	Ocupação, queima de combustíveis fósseis (Lareiras e aquecedores a gás).	Dores de cabeça, fadiga, falta de ar, perda de concentração e absentismo.
CO	Processos de combustão e emissões de veículos (do ar ambiente).	Dores de cabeça, náuseas, fadiga, falta de ar, tonturas e doenças cardiorrespiratórias.
CH_2O	Mobiliário, tintas e colas.	Irritação dos olhos, nariz e garganta e alergias.
NO_2	Queima de combustíveis fósseis (Lareiras e aquecedores a gás) e processos de combustão e emissões de veículos (do ar ambiente).	Alta suscetibilidade a infecções respiratórias e efeitos adversos na função pulmonar.
O_3	Ar ambiente e fotocopiadoras.	Irritação da garganta e tosse. Inflamação pulmonar, dores no peito, infecções respiratórias e prevalência de asma
COV	Impressoras e fotocopiadoras, computadores, móveis, tintas, colas e produtos de limpeza.	Odores, irritação dos olhos, nariz e garganta, tonturas, alergias e prevalência de asma e de doenças cardiorrespiratórias.
Rn	Rochas no solo (radioatividade natural que penetra no interior dos edifícios através de fendas nas fundações.	Associado com efeitos cancerígenos, porque aumenta o risco de cancro no pulmão.
Bactérias	Sobrelotação dos espaços interiores, aquecedores de água, pele, feridas	Pneumonia de hipersensibilidade, infecções, irritação da membrana mucosa
Fungos	Material dos pavimentos, superfícies húmidas	Reações alérgicas, asma, irritação dérmica, pneumonia de hipersensibilidade, infecções, irritação da membrana mucosa

2.4 Legislação e valores de referência

Devido ao crescente conhecimento da importância da QAI e de como esta afeta a saúde pública, várias medidas regulamentares têm sido implementadas pelas autoridades competentes. Na sua maioria, essas medidas são provenientes de diretrizes específicas estabelecidas por organizações, tais como, a OMS, a USEPA, OSHA e ASHRAE, que são depois adaptadas à realidade nacional de cada país pelas autoridades governamentais, quando não são aplicadas no país de origem.

Em Portugal, atualmente o documento que providência diretrizes no âmbito da QAI é o Decreto-Lei n.º 118/2013 de 20 de agosto. Este documento resultou da transcrição da Diretiva 2010/31/UE que promove a melhoria do desempenho energético dos edifícios, tendo em conta as condições climáticas e locais do ar exterior, com o objetivo de providenciar a implementação de medidas práticas em defesa da saúde pública, no que concerne à QAI. Além da transcrição da diretiva em referência, o Decreto-Lei n.º 118/2013 de 20 de agosto, assegura uma revisão da legislação nacional, que agrupa num único documento, o Sistema de Certificação Energética dos Edifícios (SCE), o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Habitação (REH) e o Regulamento de Desempenho Energético dos Edifícios de Comércio e Serviços (RECS), atendendo, simultaneamente, aos interesses inerentes à aplicabilidade integral e utilidade do quadro legislativo, e dos interesses de simplificação e clareza na produção legislativa de caráter predominantemente técnico. Por sua vez o Artigo 36º alínea b) deste mesmo documento remete para a Portaria n.º 353-A/2013 de 4 de dezembro onde estão definidos os limiares de proteção para as concentrações de poluentes do ar interior. As principais diferenças entre esta Portaria e o Decreto Lei n.º 79/2006 de 4 de abril, recentemente revogado são as seguintes: i) inclusão da fração de partículas $PM_{2,5}$; ii) alteração do valor limite de PM_{10} de 150 para $50 \mu g m^{-3}$; iii) alteração do valor limite de CO_2 de 1800 para $2250 mg m^{-3}$; iv) alteração do valor limite máximo de bactérias e fungos de $500 UFC m^{-3}$ para valores de referência tendo em conta as concentrações registadas no ar ambiente; v) alteração do valor limite máximo de *Legionella* de $100 UFC m^{-3}$ para a sua ausência; vi) alteração dos períodos de medição de um período mínimo de 5 minutos para sistemas de medição portáteis de leitura em tempo real, e representatividade do período de ocupação, para médias de 8 horas; vii) introdução de margens de tolerância (MT) previstas para alguns poluentes que são aplicáveis a edifícios existentes e edifícios novos sem sistemas mecânicos de ventilação.

De salientar que o O_3 já não consta da atual legislação e que foi adotado para este estudo o valor constante no Decreto-Lei n.º 79/2006.

Na **Tabela 3** são apresentadas as gamas de valores da ASHRAE para os parâmetros de conforto térmico (T_{ar} e HR). Na **Tabela 4** estão presentes os limiares de proteção e MT para os poluentes

físico-químicos e microbiológicos preconizados na Portaria n.º 353-A/2013 de 4 de dezembro, bem como os valores guia da OMS e da USEPA.

Tabela 3 - *Gama de referência para os parâmetros de conforto (T_{ar} e HR) preconizados pela ASHRAE. (ASHRAE 2007; ASHRAE 2013; TSI Incorporated 2013)*

Parâmetro	ASHRAE/ISO 7730	
	Verão	Inverno
Temperatura	23 a 28 °C	20 a 25,5 °C
Humidade Relativa	30 a 65%	

Tabela 4 - Poluentes/Parâmetros e respetivos limiares de proteção segundo a legislação nacional (Portaria 353-A, 2013) e valores guia da OMS, USEPA. (WHO 2010; WHO 2006; USEPA 2009, Portaria nº353-A/2013, Decreto-Lei nº 79/2006).

Poluente	Legislação nacional	OMS	USEPA
PM₁₀	50 µg m ⁻³	50 µg m ⁻³ [24h]	N.d. ^a
	MT - 100%	20 µg m ⁻³ [1 ano]	
PM_{2,5}	25 µg m ⁻³	25 µg m ⁻³ [24h] ^d	65 µg m ⁻³ [24h]
	MT - 100%	10 µg m ⁻³ [1 ano]	15 µg m ⁻³ [1 ano]
COVT	600 µg m ⁻³	N.d.	N.d.
	MT - 100%		
CH₂O	100 µg m ⁻³	100 µg m ⁻³ [30 min]	920 µg m ⁻³ [15 min]
CO₂	2250 mg m ⁻³	N.d.	ASHRAE
	MT - 30%		Menor que o valor registado no ar ambiente+ 860 mg m ⁻³
CO	10000 µg m ⁻³	100000 µg m ⁻³ [15 min]	40000 µg m ⁻³ [1h] 10000 µg m ⁻³ [8h]
		60000 µg m ⁻³ [30 min]	
		35000 µg m ⁻³ [1h]	
		10000 µg m ⁻³ [8h]	
		7000 µg m ⁻³ [24h]	
Rn ^b	400 Bq m ⁻³	400 Bq m ⁻³ [1 ano]	444 Bq m ⁻³ [1 ano]
NO₂	N.d.	200 µg m ⁻³ [1h]	N.d.
		40 µg m ⁻³ [1 ano]	
O₃	200 µg m ⁻³	100 µg m ⁻³ [8h]	N.d.
Fungos	Concentração de fungos no interior inferior à detetada no exterior	N.d.	N.d.
Bactérias	Concentração de bactérias totais no interior inferior à concentração no exterior, acrescida de 350 UFC m ⁻³	N.d.	N.d.
Legionella spp	Ausência de <i>Legionella pneumophila</i>	N.d.	N.d.

^aN.d. - Não definido; ^bAnálise obrigatória nos distritos de Braga, Vila Real, Porto, Guarda, Viseu e Castelo Branco.

3 Estado da Arte

A revisão bibliográfica foi efetuada com o objetivo de reportar estudos originais sobre a QAI em creches e jardins de infância a nível mundial. A pesquisa bibliográfica foi efetuada utilizando as bases de dados *Science Direct*, *Scopus*, *PubMed*, *Google Scholar* e as páginas de organizações oficiais portuguesas e estrangeiras, tendo sido os termos utilizados, “*Indoor air quality in Nurseries*”, “*Indoor air quality in Child care centers*” e “*Indoor air quality in Kindergartens*”. Apesar de não se ter estabelecido nenhum critério para limitar a linguagem em que os estudos foram publicados, todos eles foram escritos em inglês (no caso do uso das expressões supra mencionadas) ou português (utilizando os termos “Qualidade do ar interior em creches”, “Qualidade do ar interior em jardins de infância” e “Qualidade do ar interior em infantários”). As publicações que não cobriam inteiramente o estudo da QAI em creches e jardins de infância foram excluídas. A pesquisa após exclusões, nomeadamente: i) estudos que incidiam exclusivamente sobre outra categoria de estabelecimento de ensino (por exemplo escolas primárias); ii) estudos ocupacionais e em habitações; iii) estudos de modelação; e iv) estudos que não contemplavam medições no interior, indicou 17 estudos sobre QAI em infantários, que são analisados e discutidos nesta secção.

As **Tabelas 5 e 6** apresentam as principais características e resultados dos artigos analisados. Os estudos foram efetuados em vários países do mundo, incluindo Portugal. De salientar, que para questões de comparação dos valores médios medidos foram calculados valores adicionais a partir dos valores originais constantes nas publicações, bem como feitas conversões de unidades.

No que se refere à cronologia bibliográfica, denota-se logo a partida um crescente interesse pelo estudo da QAI em infantários nos últimos anos. Tong e Lam (1998) publicaram, pelo que se sabe, o primeiro estudo sobre esta temática. Sete anos mais tarde, dois estudos foram levados a cabo por Arbes, et al. (2005) e Fromme, et al. (2005). A partir do ano de 2008 os estudos têm vindo a intensificar-se o que demonstra, o cada vez maior interesse por este tema.

Quanto à localização dos estudos, denota-se que a maioria são efetuados em países asiáticos. Este facto pode relacionar-se com o elevado número de mortes associadas à poluição excessiva do ar ambiente nestes países, e consequentemente aos níveis desadequados, registados em ambientes interiores. Segundo a OMS foram estimadas cerca de 631000 mortes em 2004, no sudoeste asiático, devido à problemática da PAI (WHO 2014).

Tabela 5 - Período, objetivo, população de estudo e poluentes/parâmetros avaliados dos artigos analisados

Identificação do estudo	Período do estudo	Objetivo	Local/População de estudo	Poluentes/Parâmetros avaliados
(Tong e Lam 1998)	Mês de dezembro, ano não definido	Examinar o nível de contaminação por metais pesados e relacioná-lo com fatores ambientais	Hong Kong/53 creches e infantários	Metais pesados contidos em partículas (Cd, Cu, Mg, Pb, Zn)
(Arbes, et al. 2005)	Junho a janeiro, ano não definido	Examinar os níveis de 7 alérgenos em creches	EUA (Carolina do Norte) / 89 creches	Alérgenos
(Fromme, et al. 2005)	Outubro de 2000 a abril de 2001	Examinar a exposição a concentrações de PM e carbono elementar em creches e apartamentos	Alemanha (Berlim) - 123 apartamentos e 74 creches	Partículas respiráveis e carbono elementar
(Theodosiou e Ordoumpozanis 2008)	Ano letivo de 2006-2007	Investigar a eficiência energética, o ambiente térmico e a qualidade do ar interior de creches e escolas primárias	Grécia (Kozani) - 10 escolas primárias e 11 creches	HR, T _{ar} e CO ₂
(Zuraimi e Tham 2008)	N.d. ^a	Investigar as concentrações de poluentes interiores e as suas fontes	Singapura - 104 creches	T _{ar} , HR, velocidade do ar, taxa de ventilação, CO ₂ , CO, O ₃ , PM _{2,5} , bactérias e fungos.

^a N.d. - Não definido.

Tabela 5 (continuação) - *Período, objetivo, população de estudo e poluentes/parâmetros avaliados dos artigos analisados*

Identificação do estudo	Período do estudo	Objetivo	Local/População de estudo	Poluentes/Parâmetros avaliados
(Yang, et al. 2009)	Julho a dezembro de 2004	Caraterizar as concentrações de diversos poluentes do ar interior em escolas e comparar os níveis interiores com a idade dos edifícios	Coreia/55 escolas das quais: 5 são infantários, 20 escolas primárias, 15 escolas básicas e 15 escolas secundárias	CO, CO ₂ , PM ₁₀ , microrganismos, COVT, CH ₂ O, T _{ar} e HR
(Wichmann, et al. 2010)	Dezembro de 2003 a julho de 2004	Investigar as concentrações de PM _{2,5} , fuligem e NO ₂ e taxa de renovação de ar em ambientes interiores durante o verão e inverno em casas, escolas primárias e infantários	Suécia (Estocolmo)/18 casas, 6 escolas primárias e 10 infantários	PM _{2,5} , fuligem, NO ₂ e taxa de ventilação
(Santos 2010)	N.d.	Monitorizar os parâmetros ambientais que afetam a QAI e comparar resultados entre diferentes tipos de construção	Portugal (Maia)/4 jardins de infância	CO, PM ₁₀ , COVT, microrganismos viáveis, T _{ar} , HR e velocidade do ar
(Yoon, et al. 2011)	N.d.	Comparar a qualidade do ar interior, investigando as concentrações de PM e materiais gasosos em infantários	Coreia/17 infantários (71 salas de aula)	PM, pb, amianto, CH ₂ O, COVT e CO ₂

^a N.d. - Não definido.

Tabela 5 (continuação) - *Período, objetivo, população de estudo e poluentes/parâmetros avaliados dos artigos analisados*

Identificação do estudo	Período do estudo	Objetivo	Local/População de estudo	Poluentes/Parâmetros avaliados
(Darus, et al. 2012)	Março e abril de 2010	Estabelecer a relação entre as concentrações de metais pesados nas partículas e a contribuição do ambiente envolvente	Malásia (Shah Alam)/3 creches	Metais pesados contidos em partículas
(Cano, et al. 2012)	Março e abril	Monitorização de poluentes químicos e microbiológicos e parâmetros de conforto em creches	Portugal (Lisboa e Porto)/19 creches	T _{ar} , HR, CO ₂ , CO, COVT, PM ₁₀ e parâmetros microbiológicos (bactérias e fungos)
(Fromme, et al. 2013)	Novembro de 2011 a maio de 2012	Investigar a exposição de crianças a certos ftalatos em creches	Alemanha (Baviera, Berlim e Renânia do Norte)/63 creches	Ftalatos
(Gladyszewska-Fiedoruk 2013)	Setembro, novembro e fevereiro 2011	Analisar a correlação entre a humidade e a concentração de CO ₂	Polónia (Bialystok)/3 jardins de infância	HR e CO ₂
(Lu, et al. 2014)	Outubro de 2011	Avaliação da poluição de metais contidos em partículas e o seu risco para a saúde em crianças	China (Xi'an)/48 creches	Metais pesados contidos em poeiras (Cu, Pb, Zn, Co, Cr, Ba, Mn, Ni, As)

^a N.d. - Não definido.

Tabela 5 (continuação) - *Período, objetivo, população de estudo e poluentes/parâmetros avaliados dos artigos analisados*

Identificação do estudo	Período do estudo	Objetivo	Local/População de estudo	Poluentes/Parâmetros avaliados
(Carreiro-Martins, et al. 2014)	Outubro a dezembro de 2010 (Fase 1); Março a abril de 2011 (Fase 2)	Relacionar as concentrações de CO ₂ no ar interior de creches com sintomas de tosse e pieira nas crianças destes estabelecimentos de ensino	Portugal (Lisboa e Porto)/45 creches	T _{ar} , HR e CO ₂
(Branco, et al. 2014)	Fevereiro a junho de 2013	Avaliar as concentrações de PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₁₀ e PM _{Total} e verificar se os valores estão de acordo com os valores guia da OMS e bibliografia existente para a QAI e saúde das crianças	Portugal (Porto)/3 creches	PM (PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₁₀ e PM _{Total})
(Fonseca, et al. 2014)	Maio a junho de 2013	Avaliar as concentrações de partículas ultrafinas em diferentes microambientes de infantários portugueses e estimar as respetivas doses de exposição para crianças dos 3 aos 5 anos de idade	Portugal (Porto)/3 jardins de infância	Partículas ultrafinas

^a N.d. - Não definido.

Tabela 6 - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Tong e Lam 1998)	Zonas residenciais urbanas; Sim.	Salas de aula	N.a. ^a
(Arbes, et al. 2005)	2 municípios; Não.	Sala com maior taxa e período de ocupação	N.a.
(Fromme, et al. 2005)	Zonas urbanas com influência de tráfego; Sim.	Salas de aula	Equipamento n.d.; T _{ar} (°C) - 22 (min-máx: -, 31); HR (%) - 37 (min-máx: -, 54);
(Theodosiou e Ordoumpozanis 2008)	N.d. ^b	Zonas mais representativas dos edifícios	CO ₂ - Telaire 7001 sensor; T _{ar} - HOBO-U12 portable data loggers; CO ₂ (mg m ⁻³) - 2700 (min-máx: 900-4500); T _{ar} (°C) - 19 (min-máx: 16-22).

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Tabela 6 (continuação) - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Zuraimi e Tham 2008)	N.d.	Duas salas de aula aleatórias em cada creche	T _{ar} e HR - medições contínuas com HOBO H8 Family data loggers (On set Corporation, Bourne, MA, USA); CO ₂ - HOBO loggers com interface com monitores de CO ₂ (Telaire, Santa Barbara, CA, USA); CO - T15v Langan CO Measurers (Langan Products, Inc., San Francisco, CA, USA); PM _{2,5} - TSI Model 8520 DustTrak; O ₃ - UV-absorbance ozone analyzers (2B Technologies Inc., Golden, CO, USA); Fungos e bactérias - Andersen impactor (Graseby-Andersen, Atlantis, GA, USA); T _{ar} (°C) - 28 (min-máx: 28-29); HR (%) - 69 (min-máx: 67-71); CO ₂ (mg m ⁻³) - 1283 (min-máx: 1136-1429); CO (µg m ⁻³) - 1260,0 (min-máx: 0-4239,0); PM _{2,5} (µg m ⁻³) - 69,5 (min-máx: 63,4-75,4); O ₃ (µg m ⁻³) - 59,2 (min-máx: 53,0-65,4); Bactérias (UFC m ⁻³) - 8879 (min-máx: 3752-14005); Fungos (UFC m ⁻³) - 988 (min-máx: 788-1189).
(Yang, et al. 2009)	Zona metropolitana; Sim.	Salas de aula	CO e CO ₂ - (TSI, model 8762 (NDIR)); PM ₁₀ - filtro de membrana pall flex (47mm, Gelman Science); Microorganismos (TBC) - RCS sampler (Biotest air samplers, Germany); COVT - Tenax-TA tubes; CH ₂ O - tubo de 2,4-dinitrohydrazine - coated sílica gel cartridge (SupelcoLPDNPHS10); CO (µg m ⁻³) - 1512,0 (min-máx: 115,0-6186,0) razão I/E - 0,71; CO ₂ (mg m ⁻³) - 2212 (min-máx: 482-5400) razão I/E - 3,12; PM ₁₀ (µg m ⁻³) - 106,67 (min-máx: 8,0-403,0) razão I/E - 2,06; TBC (UFC m ⁻³) - 1463,39 (min-máx: 97,0-5525,0) razão I/E - 5,41; COVT (µg m ⁻³) - 374,06 (min-máx: 20,00-1501,00) razão I/E - 1,08; CH ₂ O (µg m ⁻³) - 123,00 (min-máx: 12,27-982,00) razão I/E - 4,80.

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Tabela 6 (continuação) - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Wichmann, et al. 2010)	Centro da cidade e zona suburbana; Sim.	6 escolas primárias, 10 infantários e 18 casas; Uma sala de aula em cada infantário	PM _{2,5} - filtros de teflon Andersen 37 mm tamanho de poros 2 mm usando Harvard impactors a 10 l min ⁻¹ ; NO ₂ - Swedish Environmental Research Institute (IVL) amostradores de difusão e análise por IVL com injeção de caudal. T _{ar} e HR - Equipamento n.d., Médias das concentrações referentes a todos os edifícios analisados, PM _{2,5} (µg m ⁻³) - 8,4 (min-máx: 2,8-19,0) razão I/E - 1,02; NO ₂ (µg m ⁻³) - 12,4 (min-máx: 2,30-24,50) razão I/E - 0,99; T _{ar} (°C) - 22 (min-máx: 18-25); HR (%) - 30 (min-máx: 18-54).
(Santos 2010)	Centro da cidade; Sim.	4 infantários, 2 de construção recente e 2 centenários	CO, CO ₂ , T _{ar} e HR - IAQ Calc 8762 meter, TSI, USA; PM ₁₀ - TSI DustTrak 8520 (NDIR); COVT - Tubos de adsorção (Tenax GR) ligados a bombas de aspiração de ar (SKC 222); Velocidade do ar - TSI Velocicalc - Modelo 8345; Microrganismos viáveis - MAS 100 (MERCK). Os valores dos parâmetros que não se encontram na tabela não foram possíveis de calcular. CO (µg m ⁻³) - 5474,0 (min-máx: 3666,0-6874,0) razão I/E - 1,95; CO ₂ (mg m ⁻³) - 2434 (min-máx: 1449-3476) razão I/E - 3,3; PM ₁₀ (µg m ⁻³) - 10,0 (min-máx: 2,0-19,0) razão I/E - 1,6; TBC (37 °C) (UFC m ⁻³) - 3032 (min-máx: 1460-5336); Fungos (UFC m ⁻³) - 1132 (min-máx: 810-2135)

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Tabela 6 (continuação) - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Yoon, et al. 2011)	Rural vs. Urbano; Sim.	4 salas de aula em cada pré-escola selecionadas aleatoriamente	CO e CO ₂ - IAQ Calc 8762 meter, TSI, USA; PM _{Total} - Filtros de PVC (tamanho dos poros 0,45 µm, diâmetro 37mm, SKC, USA); COVT - Tubo de dessorção térmica (Tenax® TA SS, Supelco, USA); CH ₂ O - tubo de 2,4 - dinitrophenylhydrazine-coated silica (300/150mg, 226-119, SKC, USA); PM _{Total} (µg m ⁻³) - [Urbano - 71,01 (min-máx: 15,04-217,33) razão I/E - 1,37], [Rural - 52,17 (min-máx: 16,92-69,92) razão I/E - 1,35]; CH ₂ O (µg m ⁻³) - [Urbano - 44,54 (min-máx: 5,64-156) razão I/E - 1,69], [Rural - 39,39 (min-máx: 8,71-112) razão I/E - 5,18]; COVT (µg m ⁻³) - [Urbano - 591,2 (min-máx: 73,3-1927,7) razão I/E - 2,29], [Rural - 351,0 (min-máx: 61,7-1103,1) razão I/E - 2,52]; CO ₂ (mg m ⁻³) - [Urbano - 1525 (min-máx: 799-2868) razão I/E - 1,77], [Rural - 994 (min-máx: 769-1567) razão I/E - 1,34]; CO (µg m ⁻³) - [Urbano - 802,0 (min-máx: 115,0-1833,0) razão I/E - 1,17], [Rural - 458,0 (min-máx: 115,0-1489,0) razão I/E - 4,00].
(Darus, et al. 2012)	Zonas urbanas próximas de uma via com elevado tráfego; Sim.	Salas de aula	N.a.

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Tabela 6 (continuação) - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Cano, et al. 2012)	Zonas urbanas; Sim.	Salas de aula	CH ₂ O - Bombas GilAir 5 e análise em espectroscopia; PM ₁₀ - Bombas GilAir 5 e filtros PTFE seguido de análise gravimétrica; COVT - Tubo de dessorção térmica (Tenax® TA SS, Supelco, USA); T _{ar} e HR - INNOVA 1221 Thermal Comfort Data Logger; CO e CO ₂ - Photoacoustic Multi-gas Monitor Type 1312, INNOVA, Air Tech Instruments; Bactérias e fungos - Microbiological Air Sampler MAS-100 (Merck) with Malt Extract Agar (MEA) plates supplemented with chloranphenicol and Trypticase Soy Agar (TSA); CH ₂ O [Lisboa -45,00 (min-máx: 0,00-90,00) razão I/E - -], [Porto - 181 (min-máx: 0,00-362,00) razão I/E - -]; PM ₁₀ (µg m ⁻³) - [Lisboa - 4505 (min-máx: 0,00-9010) razão I/E - 1,13], [Porto - 230,00 (min-máx: 40,00-420,00) razão I/E - 5,18]; COVT (µg m ⁻³) - [Lisboa - 3339,00 (min-máx: 38,00-6440,00) razão I/E - 2,36], [Porto - 478 (min-máx: 36,00-920,00) razão I/E - 3,65]; CO ₂ (mg m ⁻³) - [Lisboa - 3229 (min-máx: 827-5630) razão I/E - 2,20], [Porto - 3145 (min-máx: 642-5647) razão I/E - -]; CO (µg m ⁻³) - [Lisboa - 3888,0 (min-máx: 275,0-7500,0) razão I/E - 1,23], [Porto - 478,0 (min-máx: 36,0-920,0) razão I/E - -]; Bactérias (UFC m ⁻³) - [Lisboa - 13270 (min-máx: 260-26280) razão I/E - 13,1], [Porto - 9640 (min-máx: 510-18770) razão I/E - 48,8]; Fungos (UFC m ⁻³) - [Lisboa - 5258 (min-máx: 4- 10512) razão I/E - 1,0], [Porto - 785 (min-máx: 15-1555) razão I/E - 1,2]
(Fromme, et al. 2013)	N.d.	Salas de aula	N.a.

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Tabela 6 (continuação) - Contexto geográfico, realização de razão I/E, microambientes analisados, métodos de medição e níveis médios medidos dos estudos analisados.

Identificação do estudo	Contexto geográfico/Razão I/E	Microambientes analisados	Método de medição /Níveis médios medidos
(Gladyszewska-Fiedoruk 2013)	N.d.	Corredores, casas de banho, vestiários, cozinha, refeitório e sala de aula	Testo 435-4 measuring instrument; Tempertura (°C) - 21,04 (min-máx: 19,69-21,81); Humidade relativa (%) - 54,50 (min-máx: 52,25-58,99); CO ₂ (mg m ⁻³) - 1247 (min-máx: 1114-1595).
(Lu, et al. 2014)	Zonas urbanas com influência de tráfego; Sim.	Janelas, varandas, e recreio	N.a.
(Carreiro-Martins, et al. 2014)	Zonas urbanas; Não.	Salas de aula	T _{ar} e HR - Termohigrómetro digital (THGR328N®, Oregon Scientific, Tualatin, OR, USA; CO ₂ - Telaire® 7001, Santa Barbara, USA (NDIR). Mediana de valores de T _{ar} (°C) - 19,5 (P ₂₅ -P ₇₅ 18,1 - 20,6); HR (%) - 54,6 (P ₂₅ -P ₇₅ 49,5 - 66,6); CO ₂ (mg m ⁻³) - 2592 (P ₂₅ -P ₇₅ 1953 - 3546)
(Branco, et al. 2014)	Zona urbana; Sim.	Várias salas de aula em casa creche e refeitório em todos os casos	PM ₁ , PM _{2,5} , PM ₁₀ e PM _{Total} - TSI DustTrak DRX 8534 (NDIR); PM ₁ (µg m ⁻³) - [Salas de aula - 25,85 (min-máx: 9,00-77,38)], [Refeitório - 30,46 (min-máx: 8,67-92,50)]; PM _{2,5} (µg m ⁻³) - [Salas de aula - 26,84 (min-máx: 26,84-82,69)], [Refeitório - 31,71 (min-máx: 9,17-95,83)]; PM ₁₀ (µg m ⁻³) - [Salas de aula - 33,37 (min-máx: 10,18-137,50)], [Refeitório - 39,74 (min-máx: 10,08-129,67)]; PM _{Total} (µg m ⁻³) - [Salas de aula - 53,11 (min-máx: 9,53-308,76)], [Refeitório - 60,40 (min-máx: 10,33-276,00)]; Salas de aula I/E Semana - 4,35; Salas de aula I/E Fim de Semana - 1,78; Refeitórios I/E - 3,34;
(Fonseca, et al. 2014)	Rural vs. Urbano; Sim.	Vários microambientes quer interiores quer no exterior	N.a.

^a N.a. - Não aplicável

^b N.d. - Não definido

Existem essencialmente duas vertentes distintas de estudos, os que se focam em parâmetros de conforto dos edifícios (geralmente incluindo também o CO₂) e os que se focam em poluentes do ar interior. Esta dualidade de estudos prende-se com o facto de a problemática da QAI estar muitas vezes associada ao conforto dos ocupantes dos edifícios e ser estudada por especialistas de diferentes áreas. Mesmo havendo diferenças significativas entre os estudos analisados, como metodologias, equipamentos de medição e unidades utilizadas foi possível fazer algumas comparações.

Theodosiou e Ordoumpozanis (2008) avaliaram a HR, a T_{ar} e o CO₂ de creches e escolas primárias da cidade de Kozani, na Grécia. O estudo permitiu concluir que existe uma falta de interesse por parte dos responsáveis das escolas pela eficiência energética e QAI nos edifícios, o que influencia significativamente os níveis de CO₂ que foram em média próximos de 7200 mg m⁻³ no final das aulas. Gladyszewska-Fiedoruk 2013 realizou um estudo semelhante em creches da cidade de Bialystok, na Polónia, onde foram avaliados a HR e o CO₂. A principal conclusão retirada deste estudo foi que a concentração de CO₂ depende da taxa de ocupação dos espaços, da boa ventilação dos mesmos e das atividades desenvolvidas pelos ocupantes. Os valores encontrados de CO₂ foram muito mais baixos que os reportados por Theodosiou e Ordoumpozanis (2008), variando entre 700 e 1000 mg m⁻³. Cano, et al. (2012) no seu estudo em creches em Portugal (Lisboa e Porto) reportaram valores de CO₂ que variaram entre 642 e 5647 mg m⁻³ e apontaram os mesmos motivos que Gladyszewska-Fiedoruk (2013) para as concentrações registadas. Zuraimi e Tham (2008) num estudo de avaliação de vários poluentes em Singapura, chegaram à conclusão que em média as concentrações de CO₂ registadas nas creches de Singapura são mais baixas quando comparadas com as reportadas por outros estudos em regiões frias. Apontaram a alta taxa de ventilação característica dos edifícios desta zona como a principal causa dos valores registados. Os valores reportados neste estudo entre 1136 e 1429 mg m⁻³ foram semelhantes aos reportados por Gladyszewska-Fiedoruk (2013) e Cano, et al. (2012). Zuraimi e Tham (2008) encontraram valores de T_{ar} e HR no interior superiores que todos os outros estudos o que pode ser devido à influência do ar ambiente (ambiente tropical implica T e HR superiores no ar ambiente). Theodosiou e Ordoumpozanis (2008) e Gladyszewska-Fiedoruk (2013) em países nórdicos reportaram valores mais baixos de T_{ar} e HR.

Dos poluentes alvo de estudo, as PM são aquele que têm despertado maior interesse por parte dos especialistas (Fromme, et al. 2005; Branco, et al. 2014), estando muitas vezes associadas à presença de metais pesados nos ambientes interiores (Lu, et al. 2014). O interesse por parte dos especialistas por este tipo de poluentes poderá advir do facto de as concentrações de PM observadas em vários países do mundo ultrapassarem muitas vezes os limites das legislações nacionais e valores guia da OMS, especialmente em países desenvolvidos e, consequentemente, dos riscos que estas concentrações provocam na saúde humana Sousa, et al. (2012b), Branco,

et al. (2014), Tong e Lam (1998), Darus, et al. (2012), Lu, et al. (2014). Tong e Lam (1998), e (Fromme, et al. (2005) reportaram que existe uma forte relação entre o elevado tráfego rodoviário e as concentrações de partículas no ar interior. Branco, et al. (2014) e Wichmann, et al. (2010) concluíram que as fontes interiores foram as principais fontes de PM no ar interior dos microambientes por eles analisados, apesar da contribuição do ar ambiente. Branco, et al. (2014) concluíram ainda que as salas das crianças mais velhas registaram concentrações mais elevadas de PM, facto que foi explicado pela maior mobilidade destas em relação às mais novas e consequentemente, o fenómeno de suspensão/e ou ressuspensão é aumentado. Cano, et al. (2012) apontaram igualmente a atividade das crianças como indutor do fenómeno de ressuspensão das PM, e consequente aumento das concentrações registadas. Branco, et al. (2014) reportaram valores mais elevados de $PM_{2,5}$ que Wichmann, et al. (2010) e de PM_{10} que Santos (2010), enquanto Yoon, et al. (2011), reportaram valores de PM_{Total} mais elevados que Branco, et al. (2014). Em todos os estudos as razões I/E de PM encontradas foram maiores que 1, sendo que os autores supra mencionados apontaram o fenómeno de suspensão/ressuspensão e fontes internas como as principais causas.

Existem ainda estudos que se focam em poluentes mais específicos. Fromme, et al. (2013) investigaram a exposição de crianças a certos ftalatos na Alemanha, que permitiu concluir que existem altas concentrações deste tipo de poluentes nos interiores das creches. Arbes, et al. (2005) estudaram a existência de 7 alergénios em 89 creches dos EUA e concluíram que são comumente encontrados este tipo de poluentes, sendo consequentemente as creches uma fonte de exposição significativa.

Zuraimi e Tham (2008) e Yang, et al. (2009) que incluíram nos seus estudos, para além da T_{ar} , HR e CO_2 , poluentes como o CO, O_3 , $PM_{2,5}$, PM_{10} , COVT, CH_2O , e poluentes microbiológicos em creches de Singapura e da Coreia do Sul respetivamente, concluíram que existe uma maior contribuição das fontes interiores do que do ar ambiente para as concentrações de PM, CH_2O e poluentes microbiológicos registadas no ar interior.

Em Portugal, tanto quanto se sabe, apenas existem cinco publicações que se referem exclusivamente à QAI em infantários: i) uma tese de mestrado que se refere exclusivamente a jardins de infância (Santos 2010) ; ii) um artigo apresentado numa conferência sobre QAI em creches (Cano, et al. 2012); e iii) três artigos científicos (Carreiro-Martins, et al. 2014), (Branco, et al. 2014) e (Fonseca, et al. 2014). Santos (2010), teve como objetivos monitorizar os parâmetros ambientais que afetam a QAI, nomeadamente, CO_2 , CO, PM_{10} , COVT, microrganismos mesófilos totais a 37°C, bactérias, fungos, T_{ar} , HR e velocidade do ar e comparar edifícios de construção recente e construção centenária. As principais conclusões apontadas pela autora foram, que nos jardins de infância de construção recente as concentrações de CO_2 e CO foram mais elevadas que nos jardins de infância de construção centenária (3263 e 2050

mg m⁻³, respetivamente) e que tal facto pode ser explicado pelas características estruturais que impedem o correto arejamento dos espaços, nomeadamente, inexistência de janelas ou inadequado dimensionamento das mesmas. Verificou ainda que todas as salas de aula apresentaram contagens de poluentes microbiológicos (TBC - 3032 UFC m⁻³ e fungos - 1132 mg m⁻³) superiores às impostas pela legislação portuguesa (500 UFC m⁻³). Cano, et al. (2012) avaliaram a QAI em creches de Lisboa e Porto tendo em conta vários poluentes/parâmetros, nomeadamente poluentes químicos (CO₂, CH₂O, CO, COVT e PM₁₀), parâmetros de conforto (T_{ar} e HR) e parâmetros microbiológicos (bactérias e fungos). A principal conclusão deste estudo foi que é necessário melhorar as condições de ventilação e conforto dos espaços de modo a promover um ambiente interior mais saudável. Branco, et al. (2014) avaliaram as concentrações nos ambientes interiores de partículas em suspensão (PM₁, PM_{2,5}, PM₁₀ e PM_{Total}) com o intuito de verificar se os valores estavam de acordo com os valores guia da OMS e a bibliografia existente para a QAI e saúde das crianças. Foram monitorizadas as salas de aula, bem como, os refeitórios nas três creches analisadas. Concluíram que as concentrações de PM_{2,5} estavam acima dos valores preconizados pela OMS e atingiram máximos de 158 µg m⁻³. Os resultados permitiram concluir ainda que as atividades de limpeza e de confeção de alimentos aumentaram as concentrações de PM e que as fontes interiores são claramente as maiores responsáveis pelas concentrações registadas no interior das creches. Carreiro-Martins, et al. (2014) avaliaram a relação entre as concentrações de CO₂ com os sintomas de tosse e pieira em crianças de creches no Porto e Lisboa. As principais conclusões deste estudo foram que em alguns casos as ações naturais não são suficientes para manter as concentrações de CO₂ em níveis aceitáveis pelo que existe a necessidade de aumentar a ventilação natural (abertura de janelas). Além disto apontaram o número excessivo de ocupantes nas salas de aula como um fator que pode estar relacionado com os níveis de CO₂ elevados (2592 mg m⁻³). Encontraram indícios que as concentrações elevadas de CO₂ se relacionam com a tosse e pieira manifestada por algumas crianças. (Fonseca, et al. 2014), avaliaram concentrações de PM ultrafinas em infantários rurais e urbanos, no norte de Portugal. As principais conclusões desse estudo foram que os refeitórios foram os locais que em média se registaram as maiores concentrações de PM ultrafinas, e as salas de aulas onde se registaram as menores. Neste estudo foram encontradas razões I/E inferiores a 1, o que permitiu concluir que as emissões exteriores influenciaram significativamente as concentrações de PM ultrafinas no ar interior. Tanto quanto se sabe existe apenas mais um estudo (Yoon, et al. 2011) efetuado em infantários rurais e urbanos na Coreia, mais abrangente que o de Fonseca et al. (2014) uma vez que contempla o estudo de PM, Pb, amianto, CH₂O, COVT e CO₂. Yoon, et al. (2011) concluíram que existem evidências que as concentrações de poluentes por eles avaliados são mais elevadas em zonas urbanas e em ambientes interiores do que em zonas rurais e ambientes exteriores, no entanto reportaram valores de razões I/E mais elevadas de CH₂O, COVT e CO nos infantários rurais. Os rácios I/E de

CO₂ foram mais elevados em contexto urbano e de PM_{Total} foram praticamente idênticos nos dois contextos.

Apesar da abrangência de poluentes e parâmetros monitorizados por alguns autores, análises de diferentes cenários geográficos, análises sazonais e análises de alguns poluentes mais específicos, os estudos supra mencionados apresentam limitações: i) na maioria dos casos apenas um local ou tipo de microambiente (sala de aula) é analisado em cada estabelecimento de ensino; ii) são frequentemente utilizadas medições pontuais em períodos de ocupação, ou continuas mas apenas em período de horário escolar, dos espaços para caraterizar a QAI, o que não permite saber quais as concentrações de base em cada microambiente em períodos sem influência dos ocupantes e respetivas atividades, não sendo possível saber com certeza qual a influência da ocupação; e iii) na avaliação das PM é frequentemente monitorizada apenas uma fração.

No caso específico dos estudos realizados em Portugal, pelo que se sabe até à data, nunca foi efetuada uma comparação entre a QAI de infantários (creches e jardins de infância) em meio rural e em meio urbano, estudando todos os poluentes com limites legislados em Portugal. Além disto, apesar da abrangência de parâmetros analisados por Santos (2010) e Cano, et al. (2012), apenas foram feitas medições em jardins de infância e creches em contexto urbano em período escolar e de ocupação das salas de aula. Branco, et al. (2014) apesar de terem apenas realizado medições de PM, fizeram-no para várias frações, em medições continuas ao longo de vários dias e em diferentes microambientes, no entanto, só foram realizadas medições em infantários urbanos.

Para colmatar estas limitações, o presente pretendeu avaliar a QAI em infantários (creches e jardins de infância) em meio urbano e rural, através de medições contínuas de poluentes químicos (PM₁₀, PM_{2.5} e PM₁, COV, CH₂O, CO₂, CO, Rn, NO₂ e O₃), parâmetros de conforto térmico (T_{ar} e HR), bem como poluentes microbiológicos, tais como fungos e bactérias incluindo o caso particular da bactéria *Legionella* e analisar para cada edifício os microambientes interiores salas de aula e refeitório, tanto em períodos de ocupação (durante o dia em dias da semana) como em períodos de não ocupação (durante a noite e fins de semana).

4 Metodologia

4.1 Recolha de dados

4.1.1 Caraterização dos edifícios e espaços interiores

Para cada local foi feita uma visita inicial com o intuito de recolher informações prévias à monitorização dos parâmetros ambientais, que permitiram por um lado, auxiliar a própria recolha de dados e, por outro e numa fase posterior a análise dos resultados. Foram recolhidas informações sobre as condições estruturais do edifício e condições gerais das instalações e envolvente exterior. Procedeu-se ainda a uma observação de cada microambiente a avaliar, nomeadamente das condições de renovação do ar, materiais de acabamentos e isolamentos, mobiliário, materiais de construção/decoração, existência de sistema de aquecimento ou ar condicionado (AC) e tipo de ventilação. Foi ainda avaliado o modo de funcionamento dos espaços, no que diz respeito, aos períodos de ocupação, atividades desenvolvidas, periodicidade/rotinas de arejamento e procedimentos de limpeza. O Anexo A apresenta o documento utilizado para recolha da informação (“Ficha de Avaliação”).

Foi comunicado à administração de cada estabelecimento de ensino todos os procedimentos a implementar, quer durante a instalação dos equipamentos e recolha de amostras, quer durante as ações de monitorização em contínuo. Foram ainda recolhidas informações, através de entrevistas junto da administração, educadores e funcionários, sobre possíveis problemas/queixas existentes, nomeadamente, presença de odores, lotação dos espaços, falta de condições sanitárias, problemas de humidade, e presença notória de substâncias químicas.

Este estudo foi realizado em três infantários (RUR1, RUR2 e RUR3), localizados numa vila do distrito de Bragança, zona rural e sem influência significativa de emissões de tráfego e num infantário (URB) localizado numa cidade do distrito do Porto, com influência de emissões de tráfego.

A fachada do edifício de URB encontra-se voltada para uma via de elevado tráfego rodoviário. RUR2 e RUR3 têm as suas fachadas voltadas para vias de trânsito apesar de terem tráfego pouco significativo e situam-se em zonas residenciais. RUR1 situa-se numa zona verde.

O infantário RUR1 está inserido no mesmo edifício que serve igualmente de instalações a uma Escola Básica do 1º ciclo. Tem crianças desde os 3 aos 6 anos separadas por idade em três salas do piso térreo do edifício. Apesar de o edifício possuir sistema AVAC e aquecedores elétricos, estes não foram utilizados durante o período de medições. O infantário RUR2 acolhe igualmente crianças dos 3 aos 6 anos de idade. Apenas possui uma sala de aula, com sistema de ar

condicionado (AC), no entanto este não foi utilizado no período de medições. Possui um pequeno recreio no exterior que foi utilizado em algumas ocasiões.

O infantário RUR3 acolhe crianças até aos 3 anos de idade (creche) separadas em 2 salas de aula. O edifício em questão, centenário, foi no passado uma escola primária, passando no ano de 2011 e após remodelação que preservou as principais características estruturais, aliadas ao conforto e funcionalidades necessárias, a funcionar como creche e berçário. De salientar que quando as medições foram efetuadas o estabelecimento não estava acolher qualquer criança no berçário. Este possui sistema AVAC e aquecedores elétricos que estiveram desligados durante o período de medições.

O infantário URB tem crianças até aos 6 anos de idade separadas em 6 diferentes salas de aula, divididas por 3 pisos. Durante os períodos de medições, os AC e um desumidificador de uma das salas foram frequentemente utilizados. Durante as medições, as crianças mais novas (até 1 ano de idade), passaram todo o período escolar no interior da sala de aula, incluindo o período de sono e refeições. No caso das crianças dos 2 aos 6 anos as refeições foram realizadas no refeitório. Possui um pequeno recreio exterior, no entanto foi raramente utilizado durante as medições.

Todos os infantários têm um refeitório no piso térreo dos seus edifícios com cozinha onde foram utilizados fogões a gás, à exceção do RUR3 em que não se confeccionaram as refeições nas próprias instalações (refeições confeccionadas em RUR2 e transportadas para RUR3). De salientar que em RUR1 o refeitório foi utilizado, tanto pelas crianças da pré escolar como da primária durante o período de almoço.

As limpezas gerais dos infantários rurais foram efetuadas por funcionários das próprias escolas, enquanto no caso do infantário urbano, as limpezas foram efetuadas por uma empresa subcontratada para o efeito, ambas ao final da tarde. Em todos os infantários foram efetuadas limpezas antes e após os períodos de sesta, bem como no fim do almoço nas salas onde as crianças não saem para o refeitório.

Os quatro infantários apresentam diferentes modelos de gestão: i) RUR1 é um jardim de infância inteiramente gerido com fundos públicos pelas autoridades municipais e pelo Ministério da Educação; ii) RUR2 e RUR3, respetivamente jardim de infância e creche geridos por uma instituição de solidariedade social sem fins lucrativos, beneficiária de fundos públicos e privados; e iii) URB é gerida por uma entidade privada.

A **Tabela 7** sumariza as principais características dos microambientes estudados, bem como o respetivo período de medição. No Anexo B são apresentadas informações mais específicas sobre os mesmos locais, nomeadamente, tipo de ventilação, existência e tipo de sistema de aquecimento e sistema de AC, principais materiais, tipo de revestimento das superfícies,

número e tipo de portas e janelas e existência de sinais visíveis de humidade. No Anexo C são apresentadas fotografias dos diversos microambientes analisados, bem como de algumas instalações dos equipamentos.

4.1.2 Monotorização dos parâmetros ambientais

Os parâmetros ambientais que permitiram avaliar a QAI em cada espaço, foram: i) poluentes químicos (CO_2 ; CO; NO_2 ; O_3 ; COVT; CH_2O ; Rn e PM_{Total} , PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ e PM_1); ii) parâmetros microbiológicos (fungos e bactérias); e iii) parâmetros de conforto térmico (T_{ar} e HR).

Os locais escolhidos para a colocação dos equipamentos de monotorização, tiveram em consideração a altura de respiração das crianças, organização estrutural dos espaços, localização de portas e janelas e a possível existência de fontes de contaminação visíveis, como por exemplo, a presença de poeiras nas superfícies. Além disso, procurou-se não interferir com as atividades dos ocupantes, de modo a que os resultados da monitorização fossem o mais representativos possível das condições habituais de utilização dos espaços.

A amostragem de partículas em suspensão (PM_{Total} , PM_{10} , $\text{PM}_{2,5}$ e PM_1) foi realizada em contínuo, através do equipamento de leitura direta TSI DustTrak™ DRX 8534 Aerosol Monitor. Inicialmente foi feito o zero do equipamento e as leituras iniciaram-se após a sua estabilização (15 minutos). Os dados recolhidos foram transferidos para o sistema informático através do software TSI TrakPro™ Data Analysis Software. O equipamento recolheu concentrações a cada 15 minutos ao longo dos períodos de medição.

A monotorização dos parâmetros CO, O_3 , CH_2O e NO_2 , bem como a medição dos parâmetros T_{ar} e HR, realizaram-se em contínuo através do equipamento de leitura direta HazScanner - model IEMS da SKC. Os dados adquiridos foram transferidos para o sistema informático através do software HazScanner. Após um período de estabilização de 15 a 20 minutos, o equipamento recolheu valores de minuto a minuto ao longo dos períodos de medição.

O gás radão foi monitorizado continuamente através do equipamento Radim 5B. Os dados obtidos foram depois transferidos para o sistema informático através do software Radim 5B. O equipamento recolheu concentrações horárias ao longo dos períodos de medição.

Tabela 7 -Principais caraterísticas de cada microambiente estudado e períodos de medição

Edifício	Sala	Tipo de uso	Idade das crianças (anos)	Andar	Área (m ²)	Ocupação (Crianças + responsáveis)	Período de ocupação	Ventilação	Medições (Semana + Fim de semana)
RUR1	A	Sala de aula	4-5	Rés do chão	63	25+2	09:00h - 12:00h; 14:00h - 15:30h	Porta para o corredor interior frequentemente fechada. Janelas para o exterior frequentemente abertas. Sistema AVAC desligado.	2 + 2
	B	Sala de aula	5	Rés do chão	48	20+2	09:00h - 12:00h; 14:00h - 15:30h	Porta para o corredor interior frequentemente fechada. Janelas para o exterior frequentemente fechadas. Sistema AVAC desligado.	3 + 2
	RF	Refeitório	3-5	Rés do chão (traseiras)	56	-200	12:00h - 14:00h	Abertura para o corredor interior e para a cozinha. Janelas abertas durante ocupação. Sistema AVAC desligado.	1 + 0
RUR2	A	Sala de aula	3-6	Rés do chão (traseiras)	32,5	14+2	09:00h - 11:30h; 12:15h - 16:00h	Porta para o corredor interior sempre aberta. Janelas para o exterior frequentemente fechadas. AC e sistema de aquecimento desligados.	4 + 2
	RF	Refeitório	3-6	Rés do chão	26	14+2	11:30h - 12:15h	Porta para o corredor interior sempre aberta. Janelas para o exterior abertas durante a ocupação	3 + 0

Tabela 7 (continuação) - Principais características de cada microambiente estudado e períodos de medição

Edifício	Sala	Tipo de uso	Idade das crianças (anos)	Andar	Área (m²)	Ocupação (Crianças + responsáveis)	Período de ocupação	Ventilação	Medições (Semana + Fim de semana)
RUR3	A	Sala de aula	<1-2	Rés do chão	23,5	23+2	08:00h - 11:30h; 12:30h - 18:00h; 12:30h - 15:30h (Sesta)	Porta para o corredor interior frequentemente fechada. Janelas para o exterior frequentemente abertas. Sistema AVAC desligado.	4 + 2
	B	Sala de aula	2-3	Rés do chão	37,5	1 (Funcionou como sala de apoio)	08:00h - 11:30h; 12:30h - 18:00h	Porta para o corredor interior fechada. Janelas para o exterior fechadas.	3 + 0
	RF	Refeitório	<1-3	Rés do chão (traseiras)	104	24	11:30h - 12:30h	Porta aberta para o corredor interior. Janelas para o exterior fechadas.	3 + 0

Tabela 7 (continuação) - Principais características de cada microambiente estudado e períodos de medição

Edifício	Sala	Tipo de uso	Idade das crianças (anos)	Andar	Área (m²)	Ocupação (Crianças + responsáveis)	Período de ocupação	Ventilação	Medições (Semana + Fim de semana)
URB	A	Sala de aula	<2	1º andar (traseiras)	38	23+2	07h30 - 19h30; 12:00h - 13:00h (Sesta)	Porta para o corredor interior aberta apenas para entradas e saídas. Janelas para o exterior fechadas. AC ligado.	4 + 2
	B	Sala de aula	2-3	1º andar (traseiras)	21	23+2	08:30h - 10h50; 11:45h - 18:30h; 12:00h - 15:00h (Sesta)	Porta para o corredor interior aberta apenas para entradas e saídas. Janelas abertas de vez em quando. AC e desumidificador ligado algumas vezes.	4 + 0
	C	Sala de aula	4	2º andar (frente)	59	29+2	09:00h - 11:30h; 14:00h - 18:00h	Porta para o corredor interior aberta apenas para entradas e saídas. Janelas para o exterior abertas de vez em quando.	3 + 2
	RF	Refeitório	2-5	Rés do chão (traseiras)	38	21 a 74	11:30h - 13:30h	Abertura para a cozinha e para o corredor interior. Não existe ligação direta com o exterior.	3 + 0

Na **Figura 4** encontram-se os equipamentos utilizados para a monitorização da QAI supramencionados.

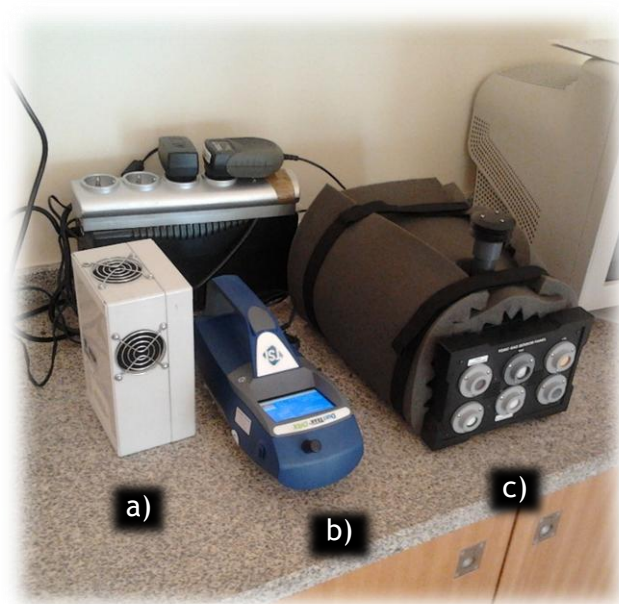


Figura 4 - Equipamentos utilizados: a) Radim 5B; b) TSI DustTrak™ DRX 8534 Aerosol Monitor; e c) HazScanner - model IEMS da SKC

Na **Tabela 8** são apresentados os equipamentos de medição utilizados, especificações de resolução e precisão, bem como o tipo de método de deteção para cada poluente/parâmetro avaliado. Os métodos de análise utilizados são métodos de referência ou equivalentes, sugeridos pela Agência Portuguesa do Ambiente e estão de acordo com a legislação portuguesa para a QAI (APA 2009).

Na avaliação microbiológica do ar utilizou-se o equipamento de recolha de ar SAS Super IAQ da VWR International que pode se observado na **Figura 5**. As amostras foram recolhidas em dois períodos diferentes (ocupação e não ocupação), bem como no exterior. As medições em ocupação iniciaram-se após algum tempo da ocupação para que os resultados fossem representativos deste período. A **Tabela 9** apresenta os meios de cultura, métodos de ensaio, tempos e temperaturas de incubação para os parâmetros microbiológicos monitorizados. As análises das amostras microbiológicas recolhidas foram realizadas pela Unidade Microbiológica da *Biocant* (laboratório externo), acreditado pelo Instituto Português de Acreditação (IPAC) e pelo Laboratório Internacional de Acreditação e Cooperação (do inglês Laboratory Accreditation Cooperation) ILAC.

Tabela 8 - Equipamento, métodos e principais características de cada sensor dos equipamentos utilizados

Equipamento	Parâmetro	Método de detecção	Minima resolução do sensor	Precisão do sensor	Gama de medições
TSI DustTrak™ DRX 8534 Aerosol Monitor	PM	Sensor por fotometria a laser em tempo real	0,001 mg m ⁻³	± 0,1 % da leitura ou 0,001 mg m ⁻³ (o que for maior)	0,001 a 150 mg m ⁻³
	T _{ar}	Sensor eletroquímico	1 °C	±3% da leitura	-20 a 60 °C
	RH	Sensor eletroquímico	1%		5-100%
	CO ₂	NDIR (Sensor de infravermelho não dispersivo)	50 ppm		0-5000 ppm
HazScanner IEMS SKC	CO	Sensor eletroquímico	< 1,5 ppm	±10% da leitura ou 2% da escala completa (o que for maior)	0-50 ppm
	CH ₂ O	Sensor eletroquímico	0,05 ppm		0-4 ppm
	NO ₂	Sensor eletroquímico	0,02 ppm		0-20 ppm
	O ₃	Sensor eletroquímico	1 ppb		0-500 ppb
	COVT	PID (Detecção por fotoionização)	0,1 ppm		0-50 ppm
Radim 5B	Rn	Sensor eletroquímico	0,30 Bq m ⁻³	±20%: 85 Bq m ⁻³ para 1 hora de medição	0,30 Bq m ⁻³ até 50 kBq m ⁻³



Figura 5 - Equipamento de recolha de ar SAS Super IAQ (VWR International)

Tabela 9 - Meios de cultura, métodos de ensaio, tempos e temperaturas de incubação dos parâmetros microbiológicos monitorizados

Microrganismo	Bactérias	Fungos	<i>Legionella</i>
Meio de cultura	TSA ^a	MEA ^b	GVPC ^c
Método de ensaio	PTM A - (NT-SCE-02:Out. 2009)		ISO 11731-2: 2004
Tempo de incubação	6 dias	6 dias	10 dias

^a TSA - Trypticase Soy Agar; ^b MEA - Malt Extract Agar; ^c GVPC - Gas Vesicle Protein C

Por limitação do tempo disponível para as medições, apenas foi possível realizar as amostragens em RUR1. Foi utilizado um fator de correção previsto para o equipamento, pela probabilidade estatística de múltiplas partículas terem passado através do mesmo furo durante a aspiração dos volumes de ar para corrigir as contagens de UFC (International pbi Spa 2007). O parâmetro designado como “Branco” diz respeito ao branco da medição que foi realizado para detetar possíveis contaminações durante a amostragem, sendo que para a sua realização não foi aspirado qualquer volume de ar.

A informação referente às concentrações dos poluentes no ar ambiente, no caso dos infantários em meio rural foram obtidas através de medições feitas no exterior com os mesmos equipamentos utilizados no interior e, no caso dos infantários em meio urbano através dos dados obtidos na Estação de Sobreiras-Lordelo do Ouro e na Estação de Francisco Sá Carneiro-Campanhã pertencentes à rede de estações de monitorização da qualidade do ar da Comissão de Coordenação e Desenvolvimento Regional do Norte (CCDR-N) que são da responsabilidade do Ministério do Ambiente. Os parâmetros meteorológicos no ar ambiente (T_{ar} ambiente e HR ambiente) para o infantário urbano foram obtidos através da estação meteorológica da FEUP (FEUP 2014). No caso dos infantários em meio rural devido à impossibilidade da obtenção de dados de estações meteorológicas foram utilizados os dados relativos a uma localização

representativa disponibilizados no *website* Meteo-Europ.com® (Weather Avenue 2014). Apenas num período foram medidos os parâmetros meteorológicos com o equipamento HazScanner.

Na **Figura 6** encontra-se a instalação dos equipamentos para obtenção de valores no exterior em meio rural.



Figura 6 - Instalação dos equipamentos para obtenção de valores no exterior em meio rural.

Os dados recolhidos tanto nas estações da CCDR-N como na estação meteorológica da FEUP são representativos do ar ambiente em URB, uma vez que a análise dos padrões de T_{ar} e dos diversos poluentes em diferentes locais da cidade do Porto, permitiram concluir que os padrões registados nestas estações são representativos (Mesquita 2007).

Apenas foram comparadas as razões I/E dos poluentes CO, NO₂, O₃, PM₁₀ e PM_{2,5}, uma vez que são aqueles que foram monitorizados pelas estações supra mencionadas. Além disto, estes poluentes são aqueles em que a contribuição do ar ambiente é mais significativa para as concentrações registadas no ar interior (Zuraimi e Tham 2008).

O período de amostragem foi de 4 de abril até 5 de junho de 2014, durante dias de semana, bem como fins de semana, excluindo períodos de férias e períodos específicos para a transição de um estabelecimento de ensino para o outro. Os períodos específicos para cada infantário são apresentados na **Tabela 10**. De salientar, que em todos os microambientes analisados o período de medição foi de pelo menos 24 horas consecutivas. Em RUR1 foram realizadas medições em ocupação total (OT) e ocupação parcial (OP), para uma das salas de aula e refeitório. O período de OP correspondeu a uma semana antes do período de férias escolares.

Tabela 10 - Período de medições para cada infantário

Infantário	RUR1	RUR2	URB	RUR3
Período de medições/amostragem	De 4 a 29 de abril (Interior); De 7 a 12 de maio (Exterior)	De 29 de abril a 7 de maio	De 12 a 26 de maio	De 26 de maio a 5 de junho

4.2 Tratamento de dados

A partir das séries de dados recolhidas pelos equipamentos de análise, foram calculadas médias de 30 minutos, horárias, octo-horárias e diárias das concentrações dos vários poluentes e dos valores dos parâmetros de conforto recolhidos. Com exceção das médias octo-horárias que foram realizadas para ser possível a comparação dos valores obtidos com os valores constantes na legislação portuguesa e valor de referência da OMS para o O_3 , todas as outras foram calculadas para a comparação com os valores de referência internacionais da OMS e ASHRAE. Uma vez que ainda não existem diretrizes para o cálculo das médias octo-horárias referidas pela legislação portuguesa, foi utilizado o método de cálculo semelhante ao utilizado para O_3 do ar ambiente (DL 102/2010). Para todas as séries de dados foram calculados os parâmetros estatísticos, mínimo, máximo, média e mediana. Para as PM foram calculadas razões $PM_1/PM_{2,5}$, $PM_{2,5}/PM_{10}$ e PM_{10}/PM_{Total} que permitem saber qual a distribuição de tamanhos das partículas nas concentrações medidas. Foram ainda calculadas razões I/E para os poluentes CO, NO_2 , O_3 , PM_{10} e $PM_{2,5}$. No Anexo D encontra-se uma descrição mais detalhada do tratamento de dados efetuado.

5 Resultados e Discussão

A Figura 7 apresenta, como exemplos, a distribuição de valores horários ao longo dos vários dias de medição de: a) T_{ar} na Sala B de RUR1 à semana; b) HR na Sala C de URB ao fim de semana; c) CO_2 na Sala B de URB à semana; d) CO na Sala A de RUR2 ao fim de semana; e) PM_{Total} no refeitório de URB à semana; e f) $PM_{2,5}$ na Sala A de RUR3 ao fim de semana.

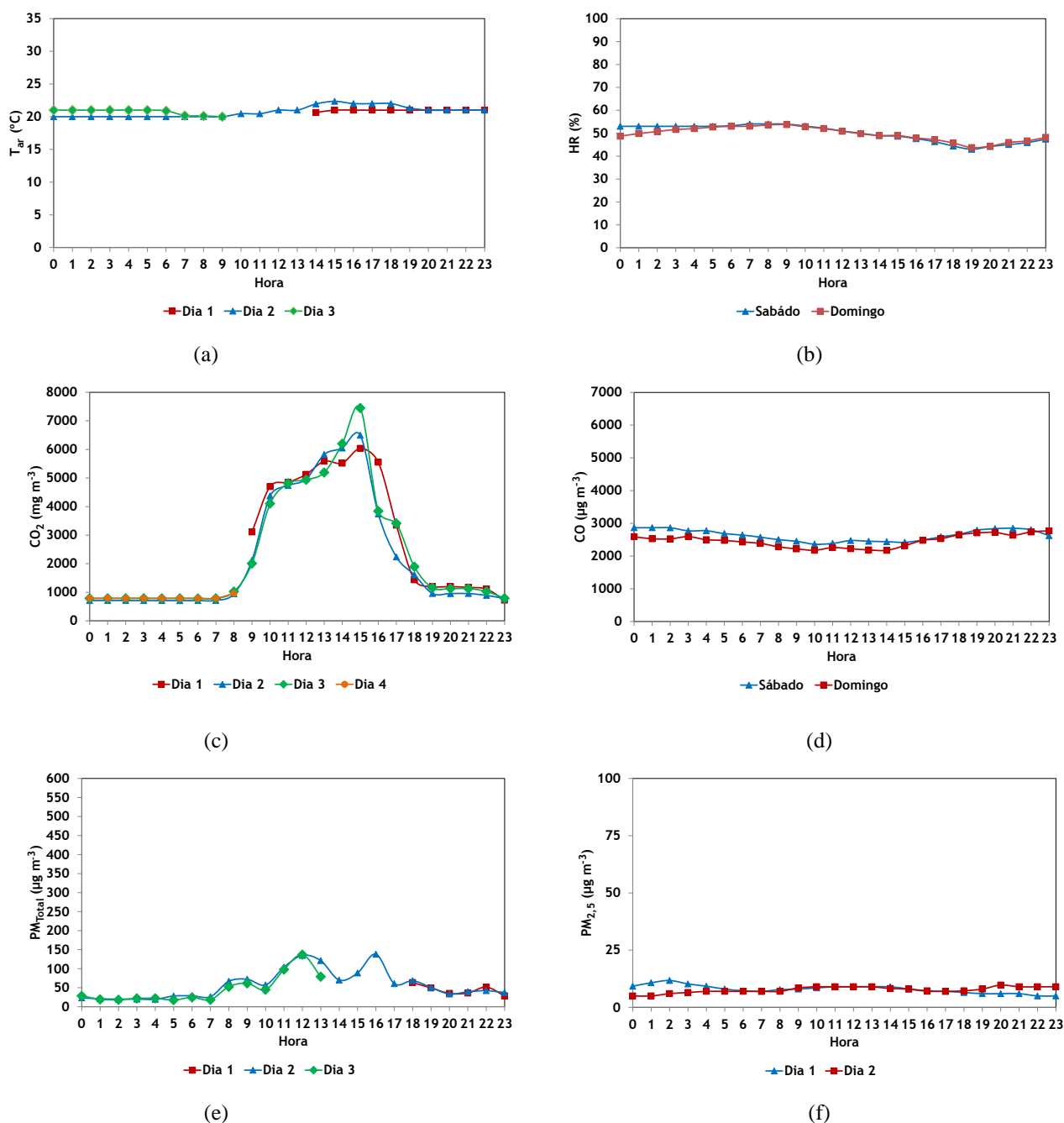


Figura 7 - Distribuição das médias horárias de vários poluentes e parâmetros a) T_{ar} na Sala B de RUR1 à Semana; b) HR na Sala C de URB ao fim de semana; c) CO_2 na Sala B de URB à semana; d) CO Sala A de RUR2 ao fim de semana; e) PM_{Total} refeitório de URB à semana; f) $PM_{2,5}$ Sala A de RUR 3 ao fim de semana.

Como é possível verificar na **Figura 7** não existem variações significativas nos parâmetros e poluentes medidos para a aferição da QAI entre os diferentes dias da semana, pelo que se tornou possível calcular, através dos valores horários das concentrações de poluentes e valores numéricos dos parâmetros registados ao longo dos períodos de medição, cenários médios diários. O mesmo procedimento foi realizado para períodos de fim de semana.

Nas **Tabelas 11 e 12** são apresentados os parâmetros estatísticos mínimo, máximo, média e mediana das concentrações médias horárias dos poluentes e parâmetros de conforto em cada microambiente estudado, incluindo a T_{ar} e HR do ar ambiente, respetivamente para dias de semana e fim de semana.

Tabela 11 - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante dias de semana*

Infantário		RUR1					RUR2		RUR3			URB			
	Sala	A OT ^a	A OP ^b	B	RF OT	RF OP	A	RF	A	B	RF	A	B	C	RF
T _{ar} (°C)	Min	21	22	20	23	19	21	19	22	21	20	22	18	19	20
	Máx	24	25	22	26	21	22	21	25	22	22	26	23	23	23
	Média	22	23	21	25	20	22	20	23	22	21	25	20	21	21
	Mediana	22	23	21	25	20	22	20	23	22	21	25	20	21	21
T _{ar} ambiente (°C)	Min	5	8	7	10	7	9	5	10	7	6	12	9	9	10
	Máx	17	20	20	24	20	21	17	24	19	19	31	15	17	28
	Média	11	14	13	17	14	15	11	17	13	13	21	12	14	18
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
HR (%)	Min	32	39	38	37	50	30	47	19	44	43	30	50	43	31
	Máx	40	54	48	54	67	53	69	56	49	54	57	82	68	59
	Média	37	50	46	43	63	46	57	44	46	47	47	67	57	46
	Mediana	38	50	47	43	65	47	57	45	45	47	48	67	57	48
HR ambiente (%)	Min	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	18	64	49	21
	Máx	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	100	100	100	74
	Média	58	68	67	55	64	58	72	32	61	53	40	89	75	44
	Mediana	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CO ₂ (mg m ⁻³)	Min	684	653	633	872	700	647	645	622	695	697	778	708	727	766
	Máx	2288	1490	1418	2431	1178	2398	2437	3490	1375	2582	3171	7448	4571	1718
	Média	917	779	770	1296	822	938	937	1249	911	1078	1475	2328	1508	949
	Mediana	695	697	696	1056	786	695	703	776	854	794	1200	1121	909	862

^a OT - ocupação total; ^b OP - ocupação parcial

Tabela 11 (continuação) - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante dias de semana*

Infantário		RUR1					RUR2		RUR3			URB			
	Sala	A OT ^a	A OP ^b	B	RF OT	RF OP	A	RF	A	B	RF	A	B	C	RF
CO ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	3293,0	3496,6	1761,5	2058,1	2364,1	2461,2	891,6	2514,5	2537,7	1034,0	2512,6	1635,5	1534,0	704,22
	Máx	5972,0	4861,0	3206,3	3410,2	3515,8	6273,5	3511,4	3912,0	3109,9	1945,8	6686,5	6216,7	5386,6	2301,91
	Média	4330,4	4124,5	2460,0	2929,7	2936,4	3096,8	1677,3	3109,6	2808,2	1357,3	4646,8	3520,4	3462,3	1508,02
	Mediana	4130,2	4122,1	2449,6	3038,9	2968,5	3075,2	1703,3	3024,5	2809,0	1337,9	4567,4	3414,8	3633,0	1399,36
CH ₂ O ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	0,00	0,00	0,00	7,85	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx	0,00	0,00	61,79	233,76	0,00	0,00	178,13	0,00	0,00	42,94	653,44	703,33	219,29	332,57
	Média	0,00	0,00	1,45	59,58	0,00	0,00	10,06	0,00	0,00	4,18	56,72	119,36	17,76	19,95
	Mediana	0,00	0,00	0,00	35,70	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,57	0,00	0,00
NO ₂ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	0,00	1,58	44,10	0,00	0,32	11,38	0,00	72,79	82,84	0,00	98,58	0,64	15,15	1,26
	Máx	34,46	137,52	143,86	22,68	52,21	95,90	39,05	291,66	115,40	26,65	173,62	143,40	82,09	37,12
	Média	7,95	30,70	88,29	5,54	23,32	50,58	5,52	124,13	102,55	5,34	131,71	69,90	40,17	14,44
	Mediana	0,00	22,53	88,64	1,41	26,01	49,64	0,00	118,40	101,81	2,55	131,23	76,93	37,37	12,51
O ₃ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Máx	32	38	29	0	20	23	22	27	0	0	6	3	6	14
	Média	6	3	6	0	2	2	3	2	0	0	1	0	0	3
	Mediana	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
COVT ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	138,20	182,75	74,23	0,00	162,86	77,55	0,00	0,00	0,00	0,00	86,72	64,68	0,00	0,00
	Máx	174,75	325,63	488,33	0,00	450,12	180,69	0,00	1927,18	702,71	0,00	1245,68	1329,23	567,03	187,34
	Média	157,43	237,20	115,09	0,00	330,06	116,43	0,00	462,04	92,75	0,00	316,71	534,97	144,04	7,85
	Mediana	160,44	239,80	101,02	0,00	359,23	114,60	0,00	0,00	0,00	0,00	239,60	540,16	138,57	0,00

^a OT - ocupação total; ^b OP - ocupação parcial

Tabela 11 (continuação) - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante dias de semana*

Infantário		RUR1					RUR2		RUR3			URB			
	Sala	A OT ^a	A OP ^b	B	RF OT	RF OP	A	RF	A	B	RF	A	B	C	RF
Rn (Bq m ⁻³)	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	23,37	184,03	169,42	32,00	0,00	0,00	0,00
	Máx	140,21	184,03	280,42	397,00	423,00	146,05	195,71	540,39	563,76	391,42	400,00	224,00	277,50	622,18
	Média	33,23	74,69	104,49	62,13	109,58	41,37	66,12	268,16	383,77	267,20	147,08	82,82	107,49	248,99
	Mediana	27,75	56,96	113,92	18,50	90,00	24,83	59,88	254,13	391,42	245,37	131,00	75,00	96,40	208,86
PM ₁ (µg m ⁻³)	Min	4,00	8,00	2,00	12,00	12,50	5,00	5,00	8,00	6,00	7,00	12,47	7,15	10,00	8,50
	Máx	43,75	52,00	24,25	52,75	37,00	83,00	43,67	101,75	18,75	45,00	54,42	55,23	80,41	47,25
	Média	12,79	20,16	8,99	31,00	17,88	14,65	13,06	27,78	9,80	17,67	29,82	25,41	27,52	24,37
	Mediana	10,75	17,75	8,00	27,88	16,00	12,25	10,63	22,00	9,00	15,00	29,47	25,92	18,46	23,13
PM _{2,5} (µg m ⁻³)	Min	4,00	8,00	2,00	12,00	12,50	5,00	5,00	8,25	6,00	7,00	12,60	7,22	10,00	8,75
	Máx	44,25	52,75	24,75	54,00	37,25	83,50	44,00	103,50	19,00	45,75	55,25	56,10	82,22	47,75
	Média	12,98	20,32	9,03	31,72	17,93	14,76	13,14	28,06	9,91	17,85	30,14	25,70	28,05	24,67
	Mediana	11,00	18,00	8,00	28,63	16,00	12,25	10,75	22,25	9,00	15,00	29,98	26,07	18,51	23,25
PM ₁₀ (µg m ⁻³)	Min	5,00	9,25	2,50	16,00	13,00	5,00	5,50	9,00	6,00	7,00	13,87	9,73	10,13	14,50
	Máx	94,75	108,75	52,75	108,25	41,25	92,50	63,33	177,00	31,75	77,50	97,60	99,53	154,11	73,75
	Média	17,98	25,51	12,09	58,28	19,12	19,08	16,91	38,62	12,43	22,74	40,99	35,76	45,00	34,32
	Mediana	11,38	19,50	8,88	55,50	16,50	13,00	11,00	29,25	10,00	15,75	40,30	33,17	21,83	32,63
PM _{Total} (µg m ⁻³)	Min	5,33	11,00	2,75	17,50	13,00	5,00	5,50	9,00	6,25	7,00	14,30	10,85	10,13	17,75
	Máx	204,00	234,50	113,50	229,00	47,25	169,75	131,00	388,75	48,00	163,75	240,98	245,38	319,08	138,25
	Média	30,52	35,60	19,30	101,75	20,45	29,75	26,33	67,32	15,85	31,79	66,28	57,96	84,41	51,94
	Mediana	11,50	21,00	10,25	93,75	17,00	13,50	11,88	35,50	11,13	15,88	48,12	35,85	27,41	40,88

^a OT - ocupação total; ^b OP - ocupação parcial

Tabela 12 - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante fins de semana (quando aplicável)*

	Infantário	RUR1		RUR2	RUR3	URB	
	Sala	A	B	A	A	A	C
T _{ar} (°C)	Min	21	20	20	22	22	19
	Máx	22	21	21	22	26	22
	Média	21	20	21	22	24	20
	Mediana	21	20	21	22	24	20
T _{ar} ambiente (°C)	Min	5	5	8	10	15	9
	Máx	17	11	14	25	28	17
	Média	11	17	21	17	20	13
	Mediana	-	-	-	-	-	-
HR (%)	Min	51	41	47	36	31	43
	Máx	54	58	51	46	47	54
	Média	53	47	49	40	40	50
	Mediana	53	45	50	40	42	50
HR ambiente (%)	Min	-	-	-	-	10	45
	Máx	-	-	-	-	88	98
	Média	59	68	43	64	38	67
	Mediana	-	-	-	-	-	-

Tabela 12 (continuação) - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante fins de semana (quando aplicável)*

Infantário		RUR1		RUR2	RUR3	URB	
Sala		A	B	A	A	A	C
CO ₂ (mg m ⁻³)	Min	638	616	629	621	756	699
	Máx	700	685	781	780	962	790
	Média	684	653	680	688	859	739
	Mediana	694	656	684	695	863	721
CO (µg m ⁻³)	Min	2059,1	1765,4	2174,7	2429,8	2713,0	1699,4
	Máx	2688,0	2600,4	2865,3	2936,5	4984,2	3530,0
	Média	2340,7	2179,1	2547,3	2692,2	3887,8	2548,9
	Mediana	2333,6	2185,7	2529,2	2700,5	3940,2	2582,7
CH ₂ O (µg m ⁻³)	Min	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
	Máx	24,92	0,00	0,00	0,00	84,39	8,51
	Média	14,71	0,00	0,00	0,00	2,48	0,18
	Mediana	12,46	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
NO ₂ (µg m ⁻³)	Min	0,00	58,57	24,11	76,20	126,14	45,40
	Máx	16,50	124,79	64,08	141,01	171,21	77,94
	Média	4,50	89,16	45,04	107,32	152,40	57,19
	Mediana	3,17	81,96	46,00	111,61	155,71	55,52
O ₃ (µg m ⁻³)	Min	0	0	0	0	0	0,00
	Máx	0	10	0	1	10	1,66
	Média	0	2	0	0	2	0,11
	Mediana	0	0	0	0	0	0,00

Tabela 12 (continuação) - Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante fins de semana (quando aplicável)

	Infantário	RUR1		RUR2	RUR3	URB	
	Sala	A	B	A	A	A	C
COVT ($\mu\text{g m}^{-3}$)	Min	0,00	56,92	92,31	0,00	118,44	0,00
	Máx	0,00	116,53	115,76	579,55	384,97	86,30
	Média	0,00	96,41	105,12	64,90	169,78	6,80
	Mediana	0,00	100,58	107,84	0,00	159,90	0,00
Rn	Min	17,53	0,00	0,00	75,95	26,29	81,79
	Máx	233,68	254,13	157,74	403,11	259,97	268,74
	Média	122,62	112,10	81,12	247,50	140,94	169,18
	Mediana	128,53	97,86	73,03	252,67	125,61	166,50
PM ₁	Min	4,00	0,00	4,00	5,00	7,13	9,55
	Máx	11,00	9,00	6,00	11,75	109,62	30,03
	Média	7,56	4,94	4,99	7,80	25,85	15,55
	Mediana	8,00	5,88	5,00	8,00	21,88	13,02
PM _{2,5}	Min	4,00	0,00	4,00	5,00	7,22	9,68
	Máx	11,00	9,00	6,00	11,75	109,90	30,15
	Média	7,57	4,94	5,00	7,81	26,01	15,63
	Mediana	8,00	5,88	5,00	8,00	22,02	13,08
PM ₁₀	Min	4,00	0,00	4,00	5,00	9,68	10,05
	Máx	11,25	9,25	7,00	12,00	112,13	30,80
	Média	7,68	5,16	5,23	7,98	28,62	16,05
	Mediana	8,00	6,00	5,00	8,13	24,71	13,71

Tabela 12 (continuação) - *Parâmetros estatísticos das medições dos poluentes e parâmetros para cada microambiente dos quatro infantários estudados durante fins de semana (quando aplicável)*

Infantário		RUR1		RUR2	RUR3	URB	
Sala		A	B	A	A	A	C
PM _{Total}	Min	4,00	0,00	4,00	5,00	10,78	10,10
	Máx	11,25	9,25	7,00	12,00	112,43	30,88
	Média	7,70	5,21	5,38	8,06	29,57	16,09
	Mediana	8,00	6,00	5,13	8,13	25,71	13,72

5.1 Poluentes químicos

CO₂

Os perfis médios diários de CO₂ para os infantários estudados são apresentados na **Figura 8** para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB.

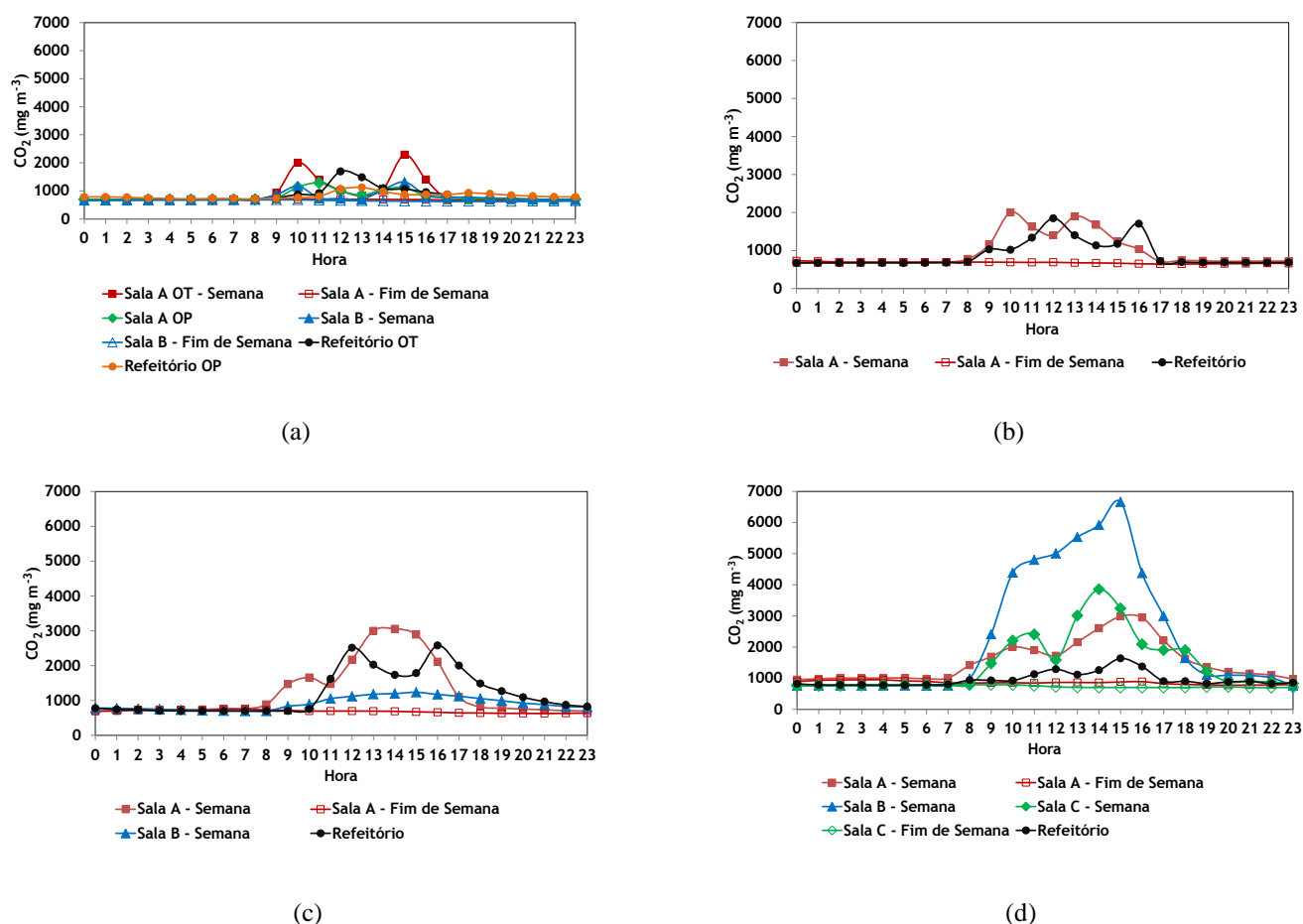


Figura 8 - Perfil diário das concentrações médias de CO₂ para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

Verificaram-se dois picos de concentração de CO₂ nas salas de aula: i) aumento de CO₂ no início da manhã e decréscimo antes da hora de almoço; e ii) aumento após o almoço e diminuição a meio da tarde até ao final da tarde. No caso dos refeitórios verificaram-se três picos correspondentes aos períodos de pequeno almoço, almoço e lanche em RUR1 e RUR2, e dois picos correspondentes aos períodos de almoço e lanche nos restantes infantários. Todos estes picos coincidiram com os períodos de ocupação dos respetivos microambientes.

Nos períodos de refeições verificaram-se as concentrações mais baixas nas salas de aula, mas nunca mais baixas que em períodos de não ocupação (noite, madrugada e fim de semana) ou seja, o período de tempo de almoço, não ocupado em salas de aula não é suficiente para baixar as concentrações para os mínimos verificados. A Sala B de RUR3 demonstrou um comportamento diferente, o que poderá ser devido a esta ter estado a ser usada como sala de apoio às

atividades diárias e não como sala de aulas. As crianças desta sala encontravam-se frequentemente juntas com as crianças da Sala A, inclusive no período da sesta. Essa junção das crianças das duas salas na Sala A levou ao pico de concentrações prolongado das 12:30h às 15:30h, em que as janelas se encontraram fechadas e o CO₂ se acumulou continuamente. A Sala B de URB apresentou igualmente um perfil diferente, que se caracterizou por um aumento contínuo das concentrações de CO₂ ao longo do dia desde o início da manhã até ao final da tarde. Este comportamento foi provavelmente devido à não abertura de janelas durante toda a manhã e período de sesta (12:00h às 15:00h), onde se verificaram as concentrações mais elevadas (máx: 7448 mg m⁻³). Após a sesta as janelas foram abertas e a concentração de CO₂ começou a baixar até ao início da noite onde estabilizou próximo do valor mínimo.

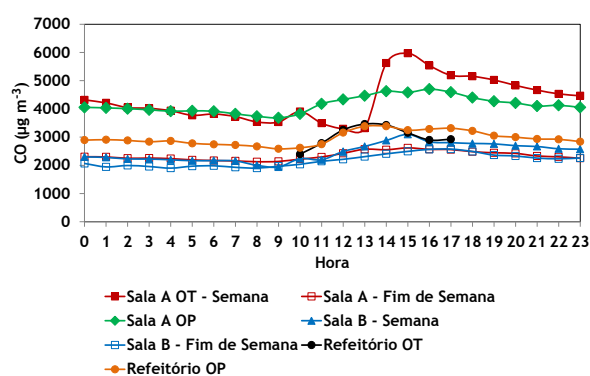
Uma grande diferença foi encontrada entre os perfis diários correspondentes aos dias de semana e fim de semana. Para este último, as concentrações encontraram-se normalmente abaixo de 1000 mg m⁻³ no caso dos infantários rurais e próximas de 1000 mg m⁻³ em URB, em períodos de ocupação e não ocupação. Em média as concentrações mais baixas foram registadas na Sala B de RUR1 quer ao fim de semana quer em dias de semana (**Tabela 12**). As concentrações mais elevadas tanto para o período da semana como para o fim de semana foram registadas na Sala B de URB.

Considerando os microambientes com rotinas de ventilação semelhantes foi possível verificar que o maior número de ocupantes fez aumentar as concentrações médias de CO₂ no ar interior. Theodosiou e Ordoumpozanis (2008) que estudaram o ambiente térmico e a QAI em creches e escolas primárias de Kozani na Grécia, e Gladyszewska-Fiedoruk (2013) que realizou um estudo semelhante em Bialystok na Polónia, chegaram à mesma conclusão. Além disto, foi possível verificar que a taxa de ventilação dos espaços contribuiu significativamente para as concentrações de CO₂. Analisando as Salas B de RUR1 e RUR 3 é possível verificar que têm áreas e ocupação semelhantes, mas rotinas de ventilação diferentes: a Sala B de RUR1 teve as janelas praticamente sempre abertas durante períodos de ocupação enquanto na Sala B de RUR3 as janelas estiveram fechadas. As concentrações de CO₂ foram mais elevadas nesta última sala (**Figura 8 (c)**). As mesmas conclusões foram reportadas por Fromme, et al. (2007), Yang, et al. (2009) Yoon, et al. (2011) e Heudorf, et al. (2009). Globalmente as concentrações registadas nos infantários rurais foram em média mais baixas do que no infantário urbano, tanto em períodos de ocupação como de não ocupação (**Tabela 11**). Nos infantários rurais todos os espaços apresentaram ventilação natural, ao contrário de URB em que na Sala A e B foram utilizados os AC. A Sala C de URB apresentou ventilação natural e registou em média concentrações mais elevadas (1508 mg m⁻³) que as salas dos infantários rurais. Yoon, et al. (2011) constataram o mesmo facto no seu estudo em que reportaram igualmente valores médios de CO₂ mais elevados em infantários urbanos (1525 mg m⁻³) que em infantários rurais (994 mg

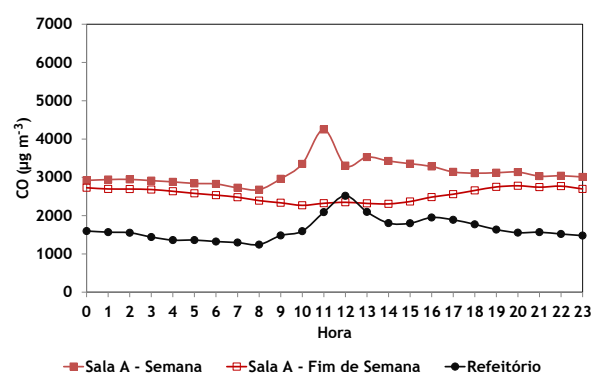
m^{-3}) e apontaram o tráfego rodoviário característico de zonas urbanas densas como o principal precursor da diferença entre as concentrações registadas no ar interior em meio rural e urbano. No estudo efetuado as concentrações de CO_2 (Tabelas 11 e 12) foram em média mais elevadas no infantário urbano, provavelmente e à semelhança de Yoon, et al. (2011) devido ao elevado tráfego rodoviário. Theodosiou e Ordoumpozanis (2008), Carreiro-Martins, et al. (2014) e Santos (2010) reportaram valores mais elevados (2700 mg m^{-3} , 2592 mg m^{-3} e 2434 mg m^{-3} , respetivamente), aos registados em todos os infantários avaliados neste estudo. De salientar que Cano, et al. (2012) reportaram para infantários urbanos da cidade do Porto um valor médio superior (3145 mg m^{-3}) ao registado em URB. Zuraimi e Tham (2008) reportaram para creches em Singapura valores semelhantes aos encontrados nas Salas A e B de URB. Yoon, et al. (2011) reportaram para infantários rurais valores semelhantes aos encontrados na Sala A de RUR1 em OT, na Sala A de RUR2 e na Sala B de RUR3. O CO_2 pode ser considerado um indicador global da QAI, pelo que concentrações elevadas de CO_2 podem indiciar a acumulação de outros poluentes no ar interior resultantes de fontes internas de emissão, nomeadamente de CH_2O e COV (Jones 1999).

CO

A Figura 9 apresenta os perfis médios diários das concentrações de CO em todos os microambientes analisados dos quatro infantários para a) RUR1; b) RUR2; c) RUR3; e d) URB.

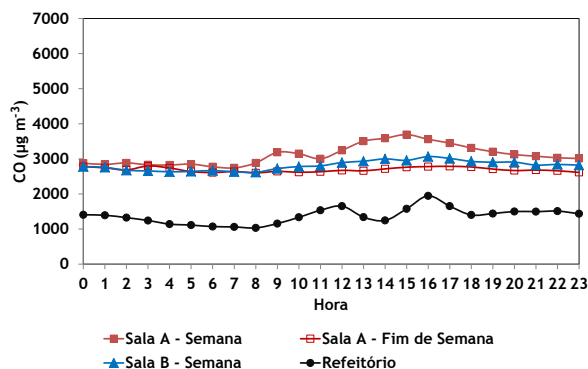


(a)

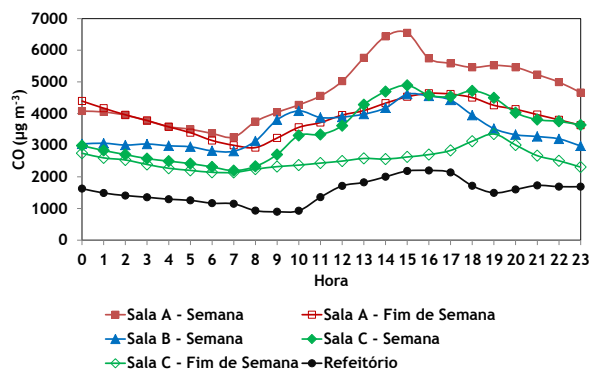


(b)

Figura 9 - Perfil diário das concentrações médias de CO para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB.



(c)



(d)

Figura 9 (continuação) - Perfil diário das concentrações médias de CO para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB.

É possível distinguir um perfil médio diário semelhante em todos os edifícios estudados, especialmente em dias de semana, que se traduz pelo aumento das concentrações de CO no início da manhã (início das atividades antropogénicas e afluência das crianças à escola) prolongando-se até ao final da tarde (fim do período escolar e recolha da maioria da população às suas casas). Durante a noite e madrugada as concentrações tenderam a diminuir. Para o período de fim de semana os perfis de concentrações foram praticamente constantes nos infantários RUR1, RUR2 e RUR3, enquanto em URB apresentaram um perfil diário semelhante ao registado para dias de semana. Em ambos os casos as concentrações foram mais baixas quando comparadas com as registadas em dias da semana, uma vez que as instalações estão fechadas e não se verificou influência do ar exterior.

As concentrações em URB foram em média mais elevadas ($3284 \mu\text{g m}^{-3}$) que as registadas nos infantários rurais ($2883 \mu\text{g m}^{-3}$), o que pode ser explicado pela influência do tráfego automóvel no ar ambiente e consequentemente no ar interior de URB. Yang, et al. (2009) apontaram igualmente o tráfego automóvel como responsável pelas concentrações de CO elevadas no ar interior de infantários urbanos sul coreanos. Os valores para os refeitórios foram em média mais baixos que os registados nas salas de aula, à exceção de RUR1. Este comportamento foi provavelmente devido à menor contribuição do ar ambiente no caso dos refeitórios, uma vez que as janelas nestes locais estiveram predominantemente fechadas.

As concentrações registadas nos quatro infantários estudados, tanto para o período semanal como para fim de semana, foram substancialmente superiores às reportadas por Yoon, et al. (2011) ($1512,0 \mu\text{g m}^{-3}$). Cano, et al. (2012) reportaram valores muito inferiores no Porto ($478 \mu\text{g m}^{-3}$) que os registados nos infantários estudados, no entanto para Lisboa reportaram um valor ($3888 \mu\text{g m}^{-3}$) semelhante aos registados na Sala A de RUR2, Sala A de RUR3 e Salas A e C de URB. Os valores reportados por Zuraimi e Tham (2008) foram semelhantes aos registados no refeitório de RUR3 e os reportados por Yang, et al. (2009) semelhantes aos do refeitório de

URB. No entanto, os valores reportados por estes autores são relativos a salas de aula. Santos (2010) apesar de ter reportado valores médios mais elevados que os registados neste estudo ($5474,0 \mu\text{g m}^{-3}$), foram os mais semelhantes aos encontrados.

NO₂

Os perfis médios diários de NO₂ obtidos nos infantários RUR1, RUR2, RUR3 e URB estão representados na Figura 10 a), b), c) e d), respetivamente.

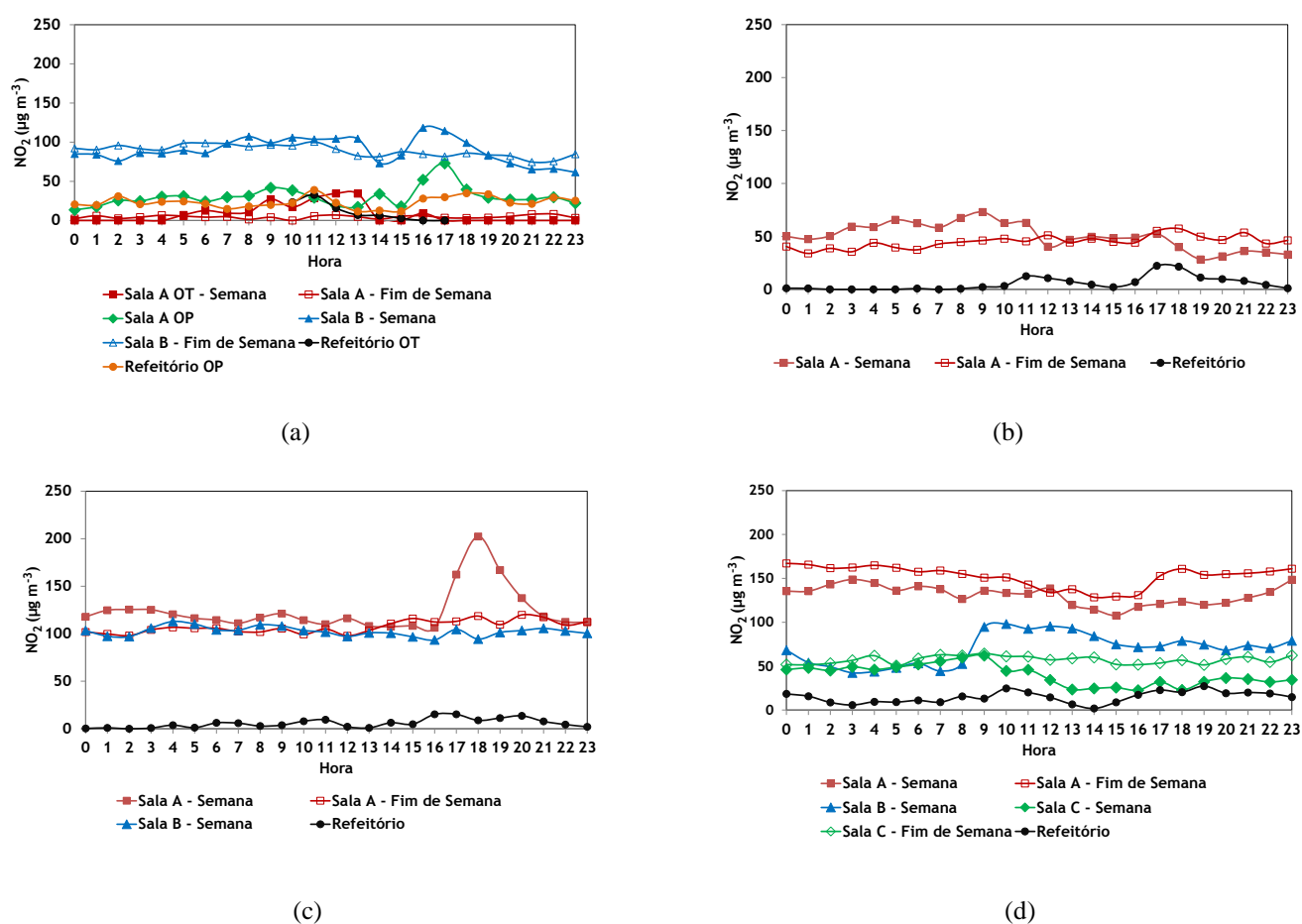


Figura 10 - Perfil diário das concentrações médias de NO₂ para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

Os infantários analisados apresentaram perfis médios diários diferentes entre si. Em RUR1 e RUR2 as concentrações de NO₂ tenderam a manter-se constantes durante a madrugada, prolongando-se até ao início da tarde, altura em que se observou um decréscimo no período das 12:00h às 14:00h, tendo-se assistido depois a um aumento até às 16:00h nas salas e até um pouco mais tarde nos refeitórios. Estas oscilações corresponderam aos períodos de entradas e saídas dos espaços e períodos de ocupação. A Sala B de RUR1 apresentou concentrações mais elevadas que os restantes microambientes, provavelmente porque as janelas estiveram frequentemente fechadas levando à acumulação deste poluente. Em RUR3 registaram-se concentrações praticamente constantes, tendo-se verificado ligeiros aumentos nos períodos de

ocupação, no entanto os valores registados foram em média superiores aos de RUR1 e RUR2. A Sala A de RUR3 apresentou um aumento significativo de NO₂ no período da tarde, que pode ser explicado pela abertura das janelas após o período de sesta e pelo facto de às 18:00h (quando se registou o máx: 291,66 µg m⁻³) ter coincidido com a altura de afluência dos pais à escola. As janelas desta sala ficam voltadas para o estacionamento pelo que os gases de escape podem ter sido responsáveis pelas concentrações registadas. Em URB, as concentrações de NO₂ aumentaram no início da manhã e decresceram ao longo da tarde, até terem voltado a aumentar a partir das 18:00h e até ao final da noite, tendo depois descido durante a madrugada. Este perfil pode corresponder às rotinas de tráfego diárias, em que verificam-se aumentos no período da manhã e no final da tarde (Oliveira, et al. 2004).

As concentrações obtidas foram mais baixas nos refeitórios que nas salas de aula, à exceção de RUR1, provavelmente devido às emissões dos fogões a gás neste espaço. As concentrações registadas ao fim de semana foram praticamente constantes, mas da mesma ordem de grandeza que as registadas em dias de semana. As concentrações mais elevadas foram registadas na Sala A de URB nos dias de semana e as mais baixas registadas na Sala A de RUR1 ao fim de semana.

Em média, nos infantários rurais registaram-se concentrações de NO₂ inferiores às verificadas em URB. Wichmann, et al. (2010) reportaram para infantários de Estocolmo, na Suécia, valores (12,4 µg m⁻³) semelhantes aos medidos na Sala A em OT (tanto para semana como para fim de semana) e no refeitório em OT de RUR1 bem como nos refeitórios de RUR2 e RUR3.

O₃

A **Figura 11** representa os perfis médios diários de O₃ para a) RUR1 - Sala A em OT (semana), Sala A OP, Sala B (semana e fim de semana) e refeitório em OT e OP, (b) RUR2 - Sala A (semana) e refeitório, (c) RUR3 - Sala A (semana) e (d) em URB. Os restantes perfis médios diários de concentrações não são apresentados, uma vez, que não se registou a presença de O₃.

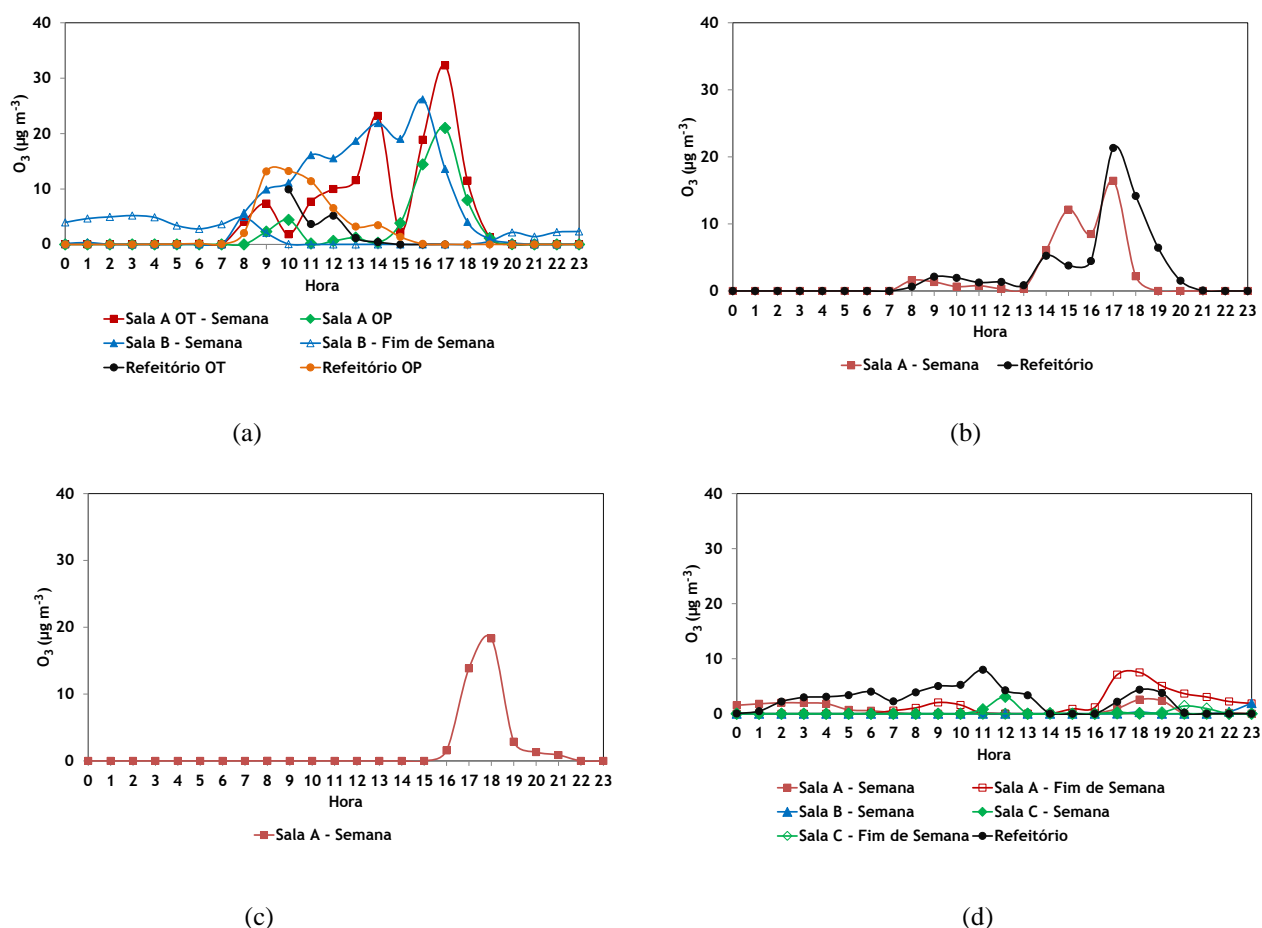


Figura 11 - Perfil diário de concentrações médias de O₃ para a) RUR1 - Sala A em OT (semana), Sala A OP, Sala B (semana e fim de semana) e refeitório em OT e OP, b) RUR2 - Sala A (semana) e refeitório, c) RUR3 - Sala A (semana) e d) URB

Foi possível observar que as concentrações de O₃ foram mais elevadas no período da tarde nos vários infantários. Em média os valores máximos foram registados entre as 16:00h e as 19:00h que correspondeu ao período de limpezas e abertura de janelas. O pico observado em RUR3 é semelhante ao registado para o NO₂, pelo as concentrações no ar ambiente de O₃ podem ter influenciado as concentrações registadas no ar interior. Em RUR2 e URB os valores máximos foram registados nos refeitórios em períodos de limpezas, que frequentemente estão associados à abertura de janelas e consequente entrada do ar ambiente no interior dos espaços.

Para fins de semana, as concentrações foram em média mais baixas do que as registadas durante a semana e zero na maioria dos casos, à exceção das Salas B de RUR1 e A de URB. Na

Sala B de RUR1 as concentrações verificadas deveram-se provavelmente a acumulação resultante das concentrações registadas nos dias de semana e na Sala A de URB por uma janela ter ficado aberta durante este período.

Em média, os infantários rurais registaram concentrações mais elevadas de O_3 que URB. As emissões de NO_x são as principais responsáveis pela formação de O_3 em áreas rurais, enquanto os COV são os responsáveis nas áreas urbanas, quando estes dois compostos se ligam ao radical OH. Quando a razão $[COV]/[NO_x]$ é alta, OH reage principalmente com COV (NO_x limitado), gerando novos radicais e acelerando a produção de O_3 . Sob estas condições, típicas de áreas rurais, o aumento da concentração de NO_x acelera a formação de O_3 . Quando a razão $[COV]/[NO_x]$ é baixa, a reação de OH com NO_x é predominante (COV limitado), pelo que a remoção de OH é possível através do ciclo de oxidação dos COV, pelo que a produção de O_3 é retardada. Este comportamento é típico de áreas poluídas (urbanas) (Sousa 2009). Muitos estudos têm concluído que as concentrações de O_3 são claramente mais elevadas em meio rural do que em meio urbano (Sousa 2009).

Zuraimi e Tham (2008) reportaram concentrações de O_3 mais elevadas ($59 \mu g m^{-3}$) do que as registadas nos infantários em estudo, provavelmente devido a rotinas de limpeza diferentes e a contribuição do ar ambiente.

COVT

Os perfis médios diários das concentrações de COVT registadas nas salas de aula e refeitórios de RUR1, RUR2, RUR3 e URB estão representadas na **Figura 12** a), b), c) e d), respetivamente.

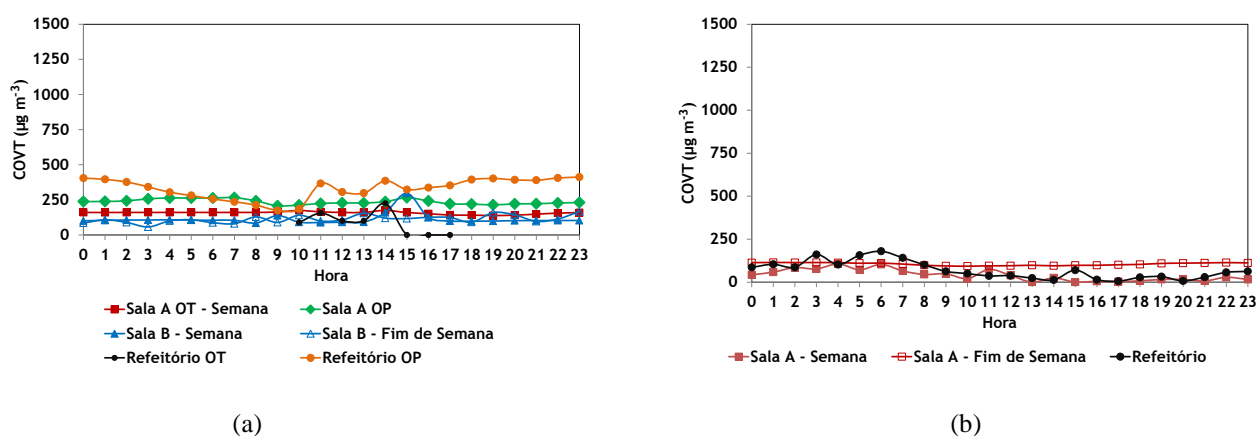
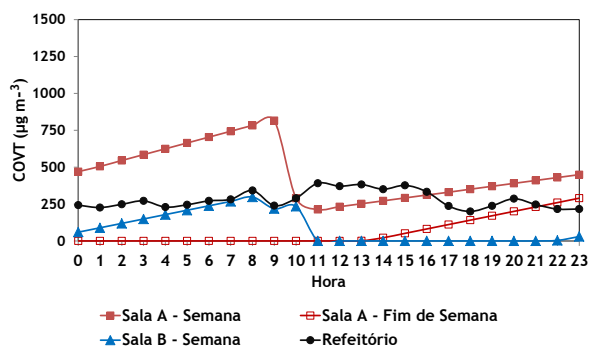
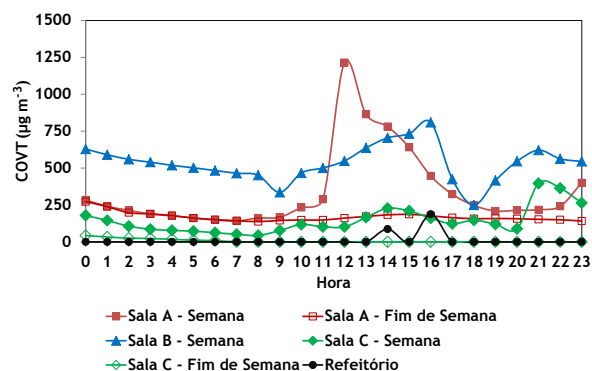


Figura 12 - Perfil diário das concentrações médias de COVT para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB



(c)



(d)

Figura 12 (continuação) - Perfil diário das concentrações médias de COVT para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

Apesar de não ter sido possível encontrar um perfil típico para as concentrações de COVT nos vários infantários, em RUR1 e RUR2 o perfil foi praticamente constante ao longo do dia, em RUR3 as concentrações máximas verificaram-se durante a madrugada e em URB corresponderam aos períodos de ocupação. Todos os infantários registaram picos ao final da tarde, provavelmente devido às atividades de limpeza que são efetuadas nesta altura, nomeadamente aos produtos utilizados que emitem frequentemente este tipo de poluentes, à exceção de RUR2. Verificou-se posteriormente uma acumulação durante a madrugada e decréscimo acentuado quando as instalações reabriram, provavelmente devido à ventilação provocada por entradas e saídas e abertura de janelas. Nos refeitórios as concentrações médias mais elevadas foram registadas imediatamente após o almoço e lanche, correspondente ao período de limpeza após as refeições. Em RUR2 no refeitório em média registaram-se concentrações mais elevadas que na sala de aulas, o que pode estar relacionado com o tipo de limpezas efetuadas em cada local. No caso das salas de aula as limpezas geralmente são efetuadas com produtos aquosos, no entanto no caso dos refeitórios são usados solventes orgânicos que podem contribuir para as concentrações deste tipo de poluentes.

Em RUR1 as medições em OP, período onde se efetuaram limpezas mais profundas e prolongadas tanto no refeitório como na Sala A, registaram valores elevados de concentrações de COVT o que provavelmente esteve relacionado com esta atividade.

Na Sala B de URB as concentrações de COVT aumentaram ao longo de todo o período de ocupação, provavelmente pela falta de arejamento deste espaço, sendo que a acumulação se acentuou no período de sesta (12:00h até às 15:00h), possivelmente devido a limpezas realizadas antes e fecho de janelas durante este período. Após a sesta as concentrações baixaram, uma vez que o espaço foi arejado. A Sala A registou um pico às 12:00h que coincide com o período após o almoço, possivelmente devido a limpezas e preparação da sala para o

período de sesta, uma vez que nesta sala as crianças têm menos de 2 anos e permaneceram ininterruptamente na sala durante todo o período de ocupação

As concentrações registadas ao fim de semana, quando se verificaram, foram constantes e praticamente as mesmas registadas para períodos de não ocupação (noite e madrugada) durante a semana, à exceção de RUR3. Em RUR3 provavelmente existem fontes internas deste tipo de poluentes porque além de se verificar aumentos durante o fim de semana (Sala A) verificam-se aumentos progressivos ao longo da tarde e madrugada nas Salas A e B em dias de semana.

De um modo geral o infantário urbano registou concentrações médias de COVT mais elevadas que os infantários rurais, sendo que Yoon et al. (2011) no seu estudo constataram o mesmo para os infantários sul coreanos.

As concentrações de COVT registadas nos infantários rurais foram sensivelmente mais baixas que as reportadas por Yoon, et al. (2011) ($351,00 \mu\text{g m}^{-3}$). O refeitório de RUR1 em OP registou concentrações semelhantes às reportadas por Yang et al. (2009) ($374,06 \mu\text{g m}^{-3}$) e a Sala B de URB registou concentrações semelhantes às reportadas por Yoon et al. (2011), para infantários urbanos ($591,2 \mu\text{g m}^{-3}$). Cano et al. (2012) encontraram concentrações semelhantes no Porto ($478,00 \mu\text{g m}^{-3}$) às registadas na Sala A de RUR3, na Sala A em OP e refeitório em OP de RUR1. A concentração média reportada para Lisboa ($3339,00 \mu\text{g m}^{-3}$) está muito acima de todas as concentrações encontradas neste estudo.

Assim nos casos de RUR1, RUR2 e URB as atividades de limpeza dos espaços foram provavelmente as principais responsáveis pelas concentrações mais elevadas de COVT. Em RUR3 provavelmente existem fontes destes poluentes no interior e a falta de ventilação dos espaços aumentaram ainda mais significativamente as concentrações registadas.

CH₂O

Na **Figura 13** encontram-se representados os perfis médios diários das concentrações de CH₂O, para a) RUR1 (Sala A fim de semana, Sala B semana e refeitório em OT), b) RUR2 (Refeitório), c) RUR3 (Refeitório) e d) URB. Os restantes microambientes e períodos de semana e fim de semana não foram representados, porque não se verificou a presença de CH₂O nestes casos.

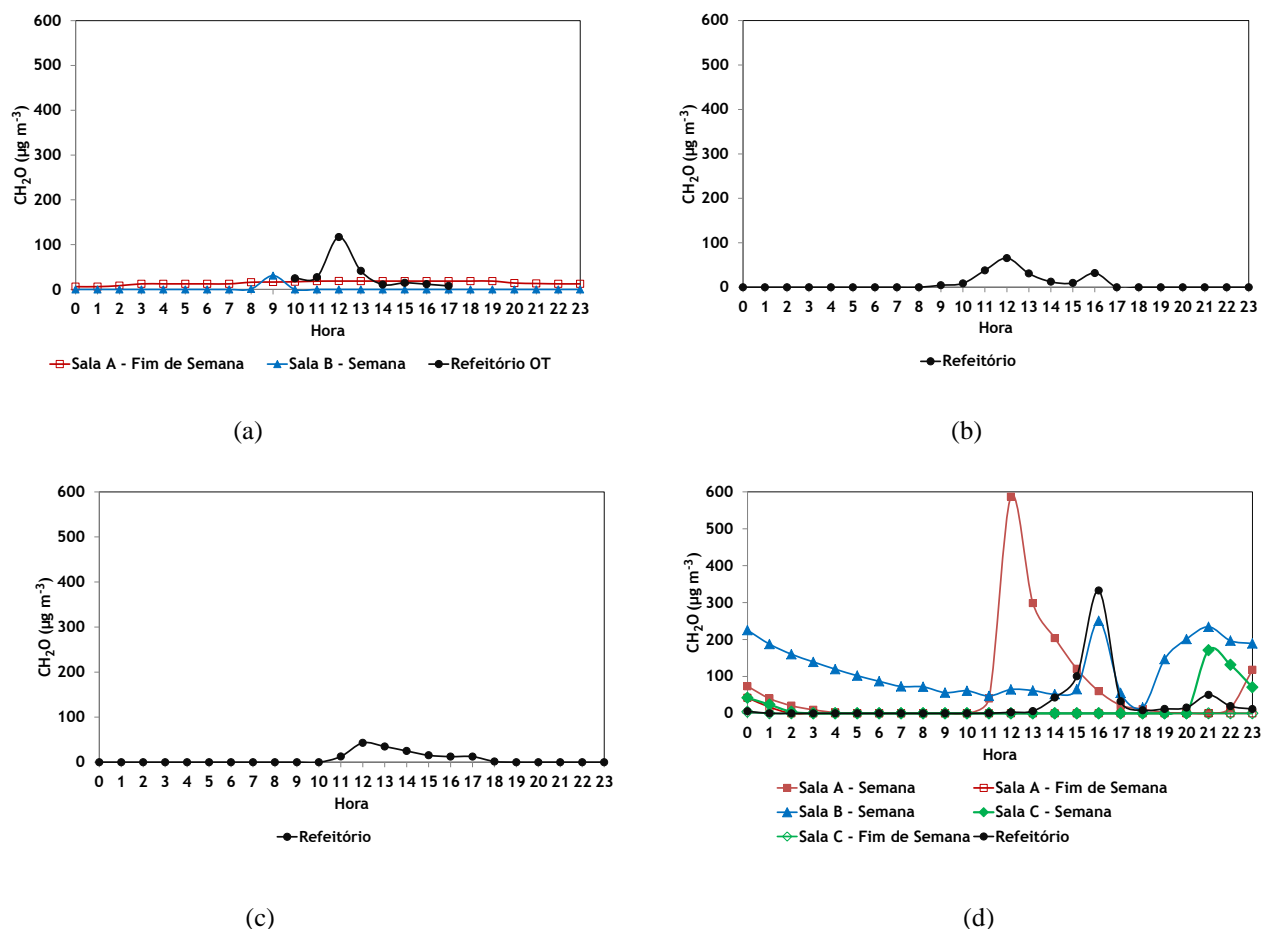


Figura 13 - Perfil diário das concentrações médias de CH_2O para a) RUR1 (Sala A fim de semana, Sala B semana e refeitório em OT), b) RUR2 (Refeitório), c) RUR3 (Refeitório) e d) URB

Para os locais medidos apenas foi encontrado um padrão diário para as concentrações de CH_2O em URB. Neste infantário foram identificados três picos de concentração diários respectivamente para a Sala A, B e refeitório, registrados em dias de semana. No caso da Sala A as crianças têm menos de 2 anos pelo que passaram todo o horário escolar no interior da sala de aula, sendo que o pico entre as 11:00h e 13:00h diz respeito ao período de almoço e posterior limpeza do espaço, provavelmente devido aos produtos utilizados. Além disto, certas atividades como arrastar mobiliário de madeira presente na sala para a realização das limpezas emite este poluente. Os restantes dois picos dizem respeito a períodos de limpeza no refeitório (a limpeza neste local é realizada pelas próprias funcionárias logo após o período de almoço) e limpeza após a sesta e higienização das crianças na Sala B. Para além dos picos registados, as concentrações aumentaram no final do dia, coincidindo com o período de limpezas gerais do edifício. Posteriormente, e uma vez que as instalações fecharam as concentrações de CH_2O aumentaram devido a acumulação ao fim da noite e diminuíram progressivamente ao longo da madrugada.

RUR2 e RUR3 registaram dois picos de concentração nos refeitórios, o que pode ser explicado pelo tipo de mobiliário que é de madeira. Possivelmente as concentrações registadas estiveram

relacionadas com entradas e saídas e, no próprio período de permanência, com a movimentação do mobiliário (mesas e cadeiras), provocando a libertação deste poluente. Em RUR1 para o refeitório em OT foi registado o mesmo comportamento, provavelmente pelos mesmos motivos. Para períodos de fim de semana, as concentrações foram próximas de zero, uma vez que não houve processos de limpeza nem quaisquer movimentações nas instalações. Na Sala A de RUR1 e nas Salas A e C de URB registaram-se concentrações superiores a zero, provavelmente devido a emissões de concentrações baixas mas contínuas de CH_2O pelo mobiliário e consequente acumulação.

A Sala B de URB foi onde se registaram as concentrações mais elevadas, semelhantes às reportadas por Yang, et al. (2009) ($123,00 \mu\text{g m}^{-3}$). Cano et al. (2012) reportaram para as creches no Porto concentrações semelhantes ($181,00 \mu\text{g m}^{-3}$) às registadas na Sala B de URB e para Lisboa ($45,00 \mu\text{g m}^{-3}$) semelhantes às do refeitório de RUR1 em OT.

Em suma, nos casos de RUR1, RUR2 e RUR3 a movimentação do mobiliário dos refeitórios durante os períodos de refeição parecem ter sido os principais responsáveis pelas concentrações registadas. Em URB, as concentrações registadas parecem ter sido devidas essencialmente às atividades de limpeza e falta de arejamento dos espaços. O infantário urbano registou em média concentrações mais elevadas.

A escolha criteriosa de materiais que são utilizados no interior dos infantários que não emitam CH_2O deve ser priorizada, para salvaguardar a saúde das crianças. Além disto, a melhoria das taxas de ventilação ajudam a reduzir as concentrações deste poluente.

Rn

Os perfis médios diários de radão nas salas de aula e refeitórios de RUR1, RUR2, RUR3 e URB são apresentados na Figura 14 a), b), c) e d), respetivamente.

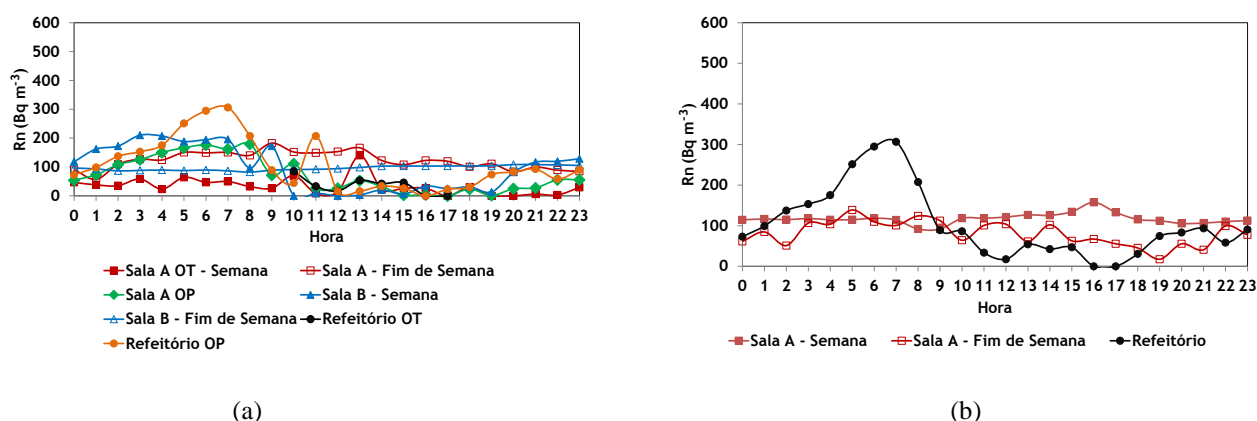
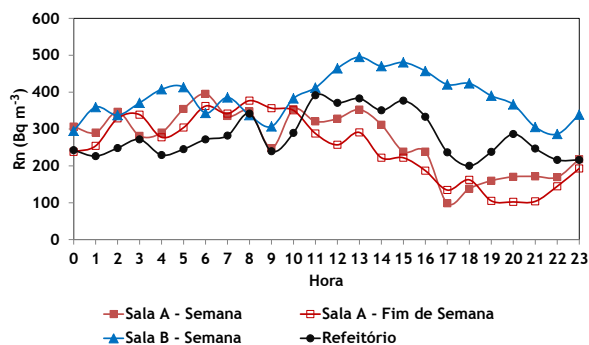
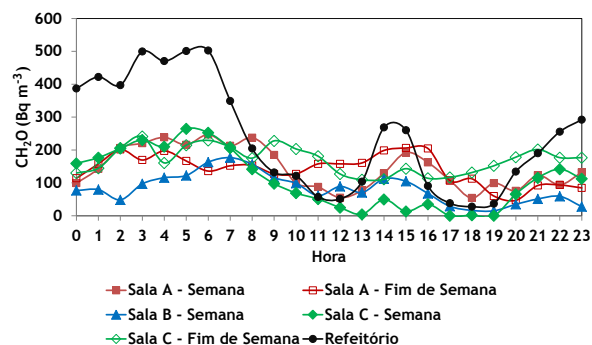


Figura 14 - Perfil diário das concentrações médias de Rn para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB



(c)



(d)

Figura 14 (continuação) - Perfil diário das concentrações médias de Rn para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

Verifica-se um perfil diário típico para os infantários avaliados que se caracterizou por concentrações mais elevadas de Rn durante o período noturno e madrugada, uma vez que este poluente, que provém do solo através de infiltrações nas fundações dos edifícios, tende acumular-se quando não existe arejamento dos espaços interiores. Na Sala B de RUR3 as concentrações de Rn aumentaram durante a tarde, provavelmente pela falta de arejamento, uma vez que esta não esteve a ser utilizada em pleno durante o período em que foram efetuadas as medições. O fenómeno de acumulação aconteceu igualmente para os períodos de fim de semana, uma vez que também não há ventilação.

Foi nas salas de aula de RUR3 onde se registaram as concentrações mais elevadas de Rn, tendo a Sala A apresentado esses resultados em fins de semana e a Sala B em dias de semana. Perante estes resultados pode chegar-se à conclusão que o solo onde está implementado o edifício de RUR3 liberta concentrações significativas de Rn. As concentrações registadas podem estar relacionadas com fissuras na laje do chão e consequentes infiltrações nas fundações do edifício ou juntas de canalizações mal vedadas. Neste sentido torna-se crucial aumentar a ventilação nestes espaços durante os períodos de ocupação de forma a diminuir as concentrações deste poluente. Comparando os valores registados nas diferentes salas de URB, e uma vez que a Sala A e refeitório se encontram no rés do chão do edifício e a Sala C no 2º piso, verificou-se, como espectável, concentrações de Rn mais elevadas nos dois primeiros locais.

Sumariamente, as concentrações de Rn verificadas parecem depender do solo onde estão implementadas as instalações escolares e das características dos edifícios. Não foi encontrada nenhuma relação entre os contextos rural e urbano para as concentrações verificadas, uma vez que em ambos os casos o solo é granítico, onde usualmente ocorrem as concentrações mais elevadas deste poluente (ITN 2005).

Partículas em suspensão

Na **Figura 15** são apresentados os perfis médios diários de PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} e PM_{Total} , para RUR1, a), b), c) e d); RUR2, e), f), g) e h); RUR3, i), j), k) e l) e URB, m), n), o) e p), respetivamente.

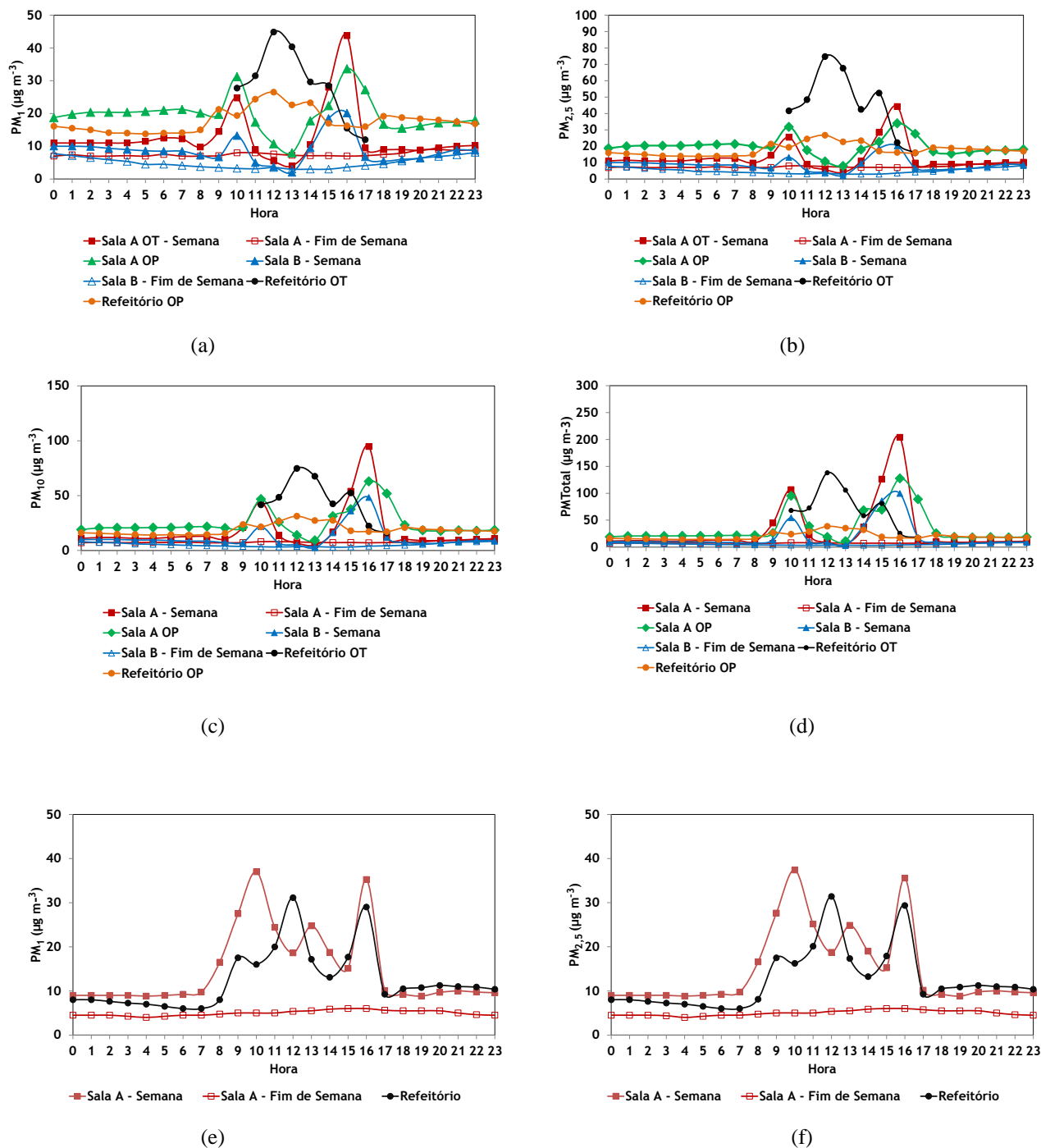


Figura 15 - Perfil diário as concentrações médias de PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} e PM_{Total} , para RUR1, a), b), c) e d); RUR2, e), f), g) e h); RUR3, i), j), k) e l) e URB, m), n), o) e p), respetivamente

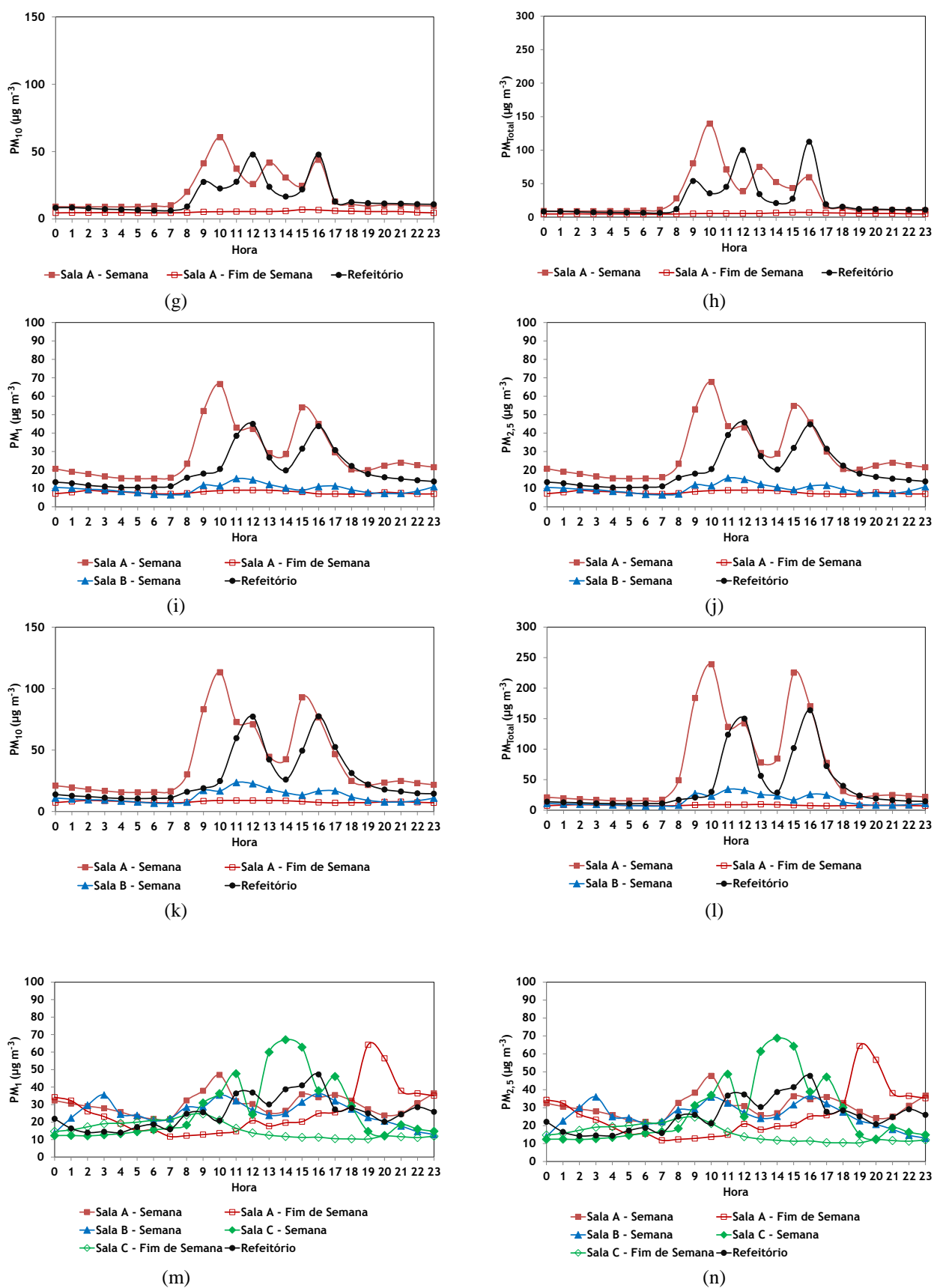


Figura 15 (continuação) - Perfil diário as concentrações médias de PM_1 , $\text{PM}_{2.5}$, PM_{10} e PM_{Total} , para RUR1, a), b), c) e d); RUR2, e), f), g) e h); RUR3, i), j), k) e l) e URB, m), n), o) e p), respectivamente

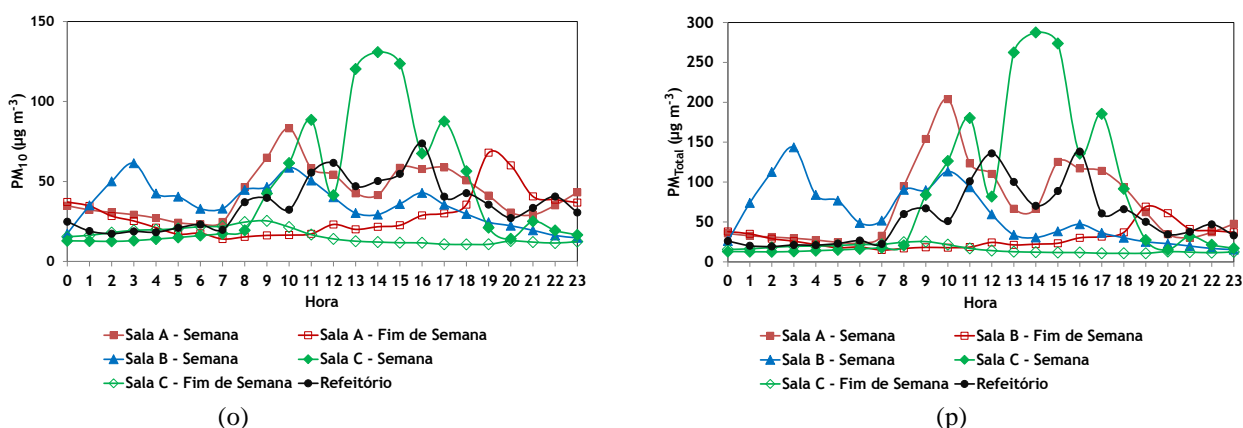


Figura 15 (continuação) - Perfil diário as concentrações médias de PM_1 , $PM_{2,5}$, PM_{10} e PM_{Total} , para RUR1, a), b), c) e d); RUR2, e), f), g) e h); RUR3, i), j), k) e l) e URB, m), n), o) e p), respetivamente

Foi possível identificar um perfil típico da variação de concentrações de PM nas salas de aula, comum aos vários infantários medidos e às várias frações, que se caracterizou por um aumento das concentrações ao início da manhã (entre as 7:00h e as 9:00h), seguido de um decréscimo à hora de almoço (11:00h às 13:00h), quando as crianças na sua grande maioria se deslocaram para o refeitório. Após o período de almoço as concentrações de PM voltaram a aumentar até ao horário de fecho das instalações, sendo que para o período noturno e de madrugada as concentrações diminuíram acentuadamente. No caso dos refeitórios, quando as crianças se deslocaram para estes, as concentrações aumentaram durante os períodos de refeição. As concentrações mais baixas foram registadas em períodos de não ocupação (noite e madrugada). Aos fins de semana não se verificaram grandes flutuações nem picos nas concentrações, à exceção da Sala A de URB em que se verificou um pico das 18:00h às 21:00h para o qual não se encontrou uma explicação razoável.

Em RUR1 as concentrações mais elevadas de todas as frações estudadas foram verificadas no refeitório em OT, que apresentou a maior taxa de ocupação, provavelmente devido à elevada ressuspensão causada pelas movimentações dos utilizadores nas entradas e saídas do espaço. Além disto as crianças arrastam consigo (em calçado e vestuário) partículas do exterior que podem ter contribuído para as concentrações no interior. A Sala A registou concentrações de PM mais elevadas do que a Sala B, o que pode ser explicado por duas condições: i) o número de ocupantes é superior na Sala A; e ii) a Sala A é ocupada por crianças mais velhas, que têm mais mobilidade e maior nível de atividade o que contribui significativamente para a ressuspensão das partículas. Branco, et al. (2014) chegaram à mesma conclusão, no entanto, na Sala A em OP registaram-se concentrações mais elevadas que em OT. Para frações mais finas (PM_1 , $PM_{2,5}$) constatou-se que as diferenças entre as concentrações em OT e OP foram mais acentuadas quando comparadas com as diferenças verificadas para as frações mais grosseiras (PM_{10} e

PM_{Total}). Este comportamento pressupõe que as concentrações de PM, principalmente as mais grosseiras, possam ter dependido mais das atividades desenvolvidas pelas crianças do que do número de ocupantes. As frações mais finas provavelmente dependeram das próprias características dos espaços.

Em RUR2, RUR3 e URB os picos de concentração nas salas e refeitórios corresponderam aos períodos de ocupação em que as atividades das crianças causam a ressuspensão das partículas e a períodos de limpezas (ao fim da tarde nas salas e a seguir às refeições nos refeitórios). Em RUR3 as concentrações médias registadas na sala de aula e no refeitório em períodos de ocupação foram semelhantes, uma vez que as portas, tanto da sala como do refeitório, estiveram permanente abertas para o corredor interior, fazendo com que estes dois espaços tenham funcionado praticamente como um só espaço. Em URB verificou-se um aumento das concentrações na Sala B durante um período de não ocupação (das 00:00h às 03:00h), que provavelmente se deveu a uma janela aberta durante o período de medições e fatores meteorológicos que levaram ao arrastamento de PM provenientes da vegetação que estava próxima desta sala.

Constatou-se que em média URB registou as concentrações de PM mais elevadas comparativamente aos infantários rurais, provavelmente devido ao elevado tráfego característico deste local. Tong e Lam (1998), Fromme et al. (2005), Darus et al. (2012) e Lu et al. (2014). chegaram à mesma conclusão. Yoon et al. (2011) reportaram igualmente valores mais elevados de concentração de PM nos infantários urbanos, quando comparados com os rurais.

Denota-se ainda que os valores reportados pelos autores que efetuaram estudos em países asiáticos (Zuraimi et al., 2007, Yang et al. 2009 e Yoon et al. 2011) são consideravelmente mais elevados que os verificados neste estudo. Os valores registados neste estudo assemelham-se genericamente aos valores reportados em estudos europeus (Fromme et al. 2005, Wichmann et al. 2010, Santos 2010 e Branco et al. 2014).

Zuraimi e Tham (2008) reportaram valores de PM_{2,5} (69,5 µg m⁻³) e Yang et al. (2009) de PM₁₀ (106,67 µg m⁻³) superiores aos registados em todos os locais medidos. Wichmann et al. (2010) reportaram valores de PM_{2,5} (8,4 µg m⁻³) semelhantes aos verificados na Sala B de RUR1 e na Sala B de RUR3, no entanto as suas medições foram efetuadas em contexto urbano e Santos (2010) reportou valores semelhantes (10,0 µg m⁻³) em infantários em contexto urbano português. Yoon et al. (2011) reportaram valores de PM_{Total} (71,01 µg m⁻³) semelhantes aos verificados em URB, no entanto o mesmo autor estudou infantários rurais e os valores obtidos (52,12 µg m⁻³) foram superiores aos encontrados em RUR1, RUR2 e RUR3. Branco et al. (2014) efetuaram medições de diferentes frações em infantários urbanos da cidade do Porto em salas de aula e refeitórios, reportaram valores semelhantes de PM₁ (Salas - 25,85 µg m⁻³; Refeitórios

- $30,40 \mu\text{g m}^{-3}$), $\text{PM}_{2,5}$ (Salas - $26,84 \mu\text{g m}^{-3}$; Refeitórios - $31,71 \mu\text{g m}^{-3}$), PM_{10} (Salas - $33,37 \mu\text{g m}^{-3}$; Refeitórios - $39,74 \mu\text{g m}^{-3}$), e PM_{Total} (Salas - $53,11 \mu\text{g m}^{-3}$; Refeitórios - $60,40 \mu\text{g m}^{-3}$), aos registados em URB. Cano et al. (2012) reportaram valores de PM_{10} mais elevados, tanto no Porto ($230 \mu\text{g m}^{-3}$) como em Lisboa ($4505,00 \mu\text{g m}^{-3}$) aos medidos nos infantários deste estudo. Perante esta diversidade de valores reportados por vários autores em contextos diferentes, pode afirmar-se que as atividades das crianças nas salas são determinantes para as concentrações registadas (Branco et al., 2014).

Foram calculadas as seguintes razões das frações de PM: i) $\text{PM}_1/\text{PM}_{2,5}$; ii) $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$; e iii) $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{\text{Total}}$, por microambiente e por infantário, a partir das médias horárias das concentrações, em três condições diferentes: i) ocupação; ii) não-ocupação; e iii) fins de semana (quando aplicável). Os resultados estão representados na **Tabela 13**.

As razões $\text{PM}_1/\text{PM}_{2,5}$ foram, em todas as situações e nos vários locais medidos, muito próximas de 1, pelo que a maioria das $\text{PM}_{2,5}$ são partículas com d_{ae} abaixo de $1 \mu\text{m}$. Para o período de fim de semana e períodos de não ocupação em dias de semana as concentrações de PM registadas foram maioritariamente devidas à fração mais fina, com razões de $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ próximas de 1, ao contrário dos períodos de ocupação, em que a razão $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$, registou valores em média de 0,60 e a razão de $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{\text{Total}}$ de 0,56, demonstrando a contribuição das partículas mais grosseiras nestes períodos. Sendo assim é possível relacionar as atividades das crianças durante a ocupação com a ressuspensão das partículas de diâmetro mais grosseiro, que sedimentam em períodos de não ocupação, uma vez que não existe movimentações no interior dos espaços.

Em RUR2 as várias razões calculadas apresentaram valores semelhantes na sala de aula e no refeitório, o que pode ser explicado pelo facto de as portas para o corredor interior destas duas divisões estarem permanentemente abertas o que fez com que estes espaços tenham funcionado praticamente como um só. As razões $\text{PM}_{2,5}/\text{PM}_{10}$ e $\text{PM}_{10}/\text{PM}_{\text{Total}}$ em URB foram inferiores na Sala C (sala das crianças mais velhas) que nas Sala A e B (crianças mais novas) pelo que se pressupõe que o nível de atividade das crianças (mais elevado nas mais velhas) e as suas atividades no geral, tenham potenciado o fenómeno de suspensão e /ou ressuspensão das PM, principalmente das frações mais grosseiras. Neste sentido, é espetável que as concentrações mais elevadas de PM das frações mais grosseiras sejam encontradas nas salas das crianças mais velhas, o que se verificou. Branco et al., (2014) concluíram que as concentrações de PM mais elevadas são normalmente encontradas nas salas das crianças mais velhas em infantários em todas as frações, no entanto para este estudo apenas se verificou este comportamento nas frações mais grosseiras. As frações mais finas ($\text{PM}_{2,5}$) provavelmente dependeram mais das características internas das salas do que das atividades desenvolvidas pelas crianças.

Tabela 13 - Razões das frações de PM em cada microambiente estudado: valores médios de acordo com os padrões de ocupação

Local	Semana						Fim de Semana		
	Durante ocupação			Durante não-ocupação					
	PM ₁ /PM _{2,5}	PM _{2,5} /PM ₁₀	PM ₁₀ /PM _{Total}	PM ₁ /PM _{2,5}	PM _{2,5} /PM ₁₀	PM ₁₀ /PM _{Total}	PM ₁ /PM _{2,5}	PM _{2,5} /PM ₁₀	PM ₁₀ /PM _{Total}
RUR1_A OT	0,98	0,63	0,52	0,99	0,96	0,98	1,00	0,99	1,00
RUR1_B	0,99	0,66	0,51	1,00	0,93	0,95	0,99	0,96	0,99
RUR1_RF OT	0,99	0,64	0,64	-	-	-	-	-	-
RUR2_A	0,99	0,66	0,56	1,00	0,93	0,93	1,00	0,96	0,98
RUR2_RF	0,99	0,66	0,48	1,00	0,87	0,85	-	-	-
RUR3_A	0,99	0,66	0,54	1,00	0,95	0,96	1,00	0,98	0,99
RUR3_B	0,98	0,72	0,73	1,00	0,95	0,97	-	-	-
URB_A	0,99	0,64	0,54	0,99	0,91	0,96	0,99	0,89	0,96
URB_B	0,99	0,79	0,80	0,99	0,72	0,68	-	-	-
URB_C	0,98	0,57	0,50	0,99	0,87	0,89	0,99	0,97	1,00
URB_RF	0,99	0,64	0,49	0,99	0,76	0,78	-	-	-

5.2 Poluentes microbiológicos

Na **Figura 16** estão representadas as concentrações de microrganismos (bactérias e fungos), quer em período de ocupação quer em não ocupação, assim como as concentrações no exterior medidas no início e no final das amostragens. Nas **Tabelas 14 e 15** estão presentes os resultados obtidos para a monitorização de bactérias e fungos, respetivamente, nas salas de aula de RUR1. Os resultados relativos à *Leggionella* não são apresentados, uma vez que após análise não se verificou a sua presença.

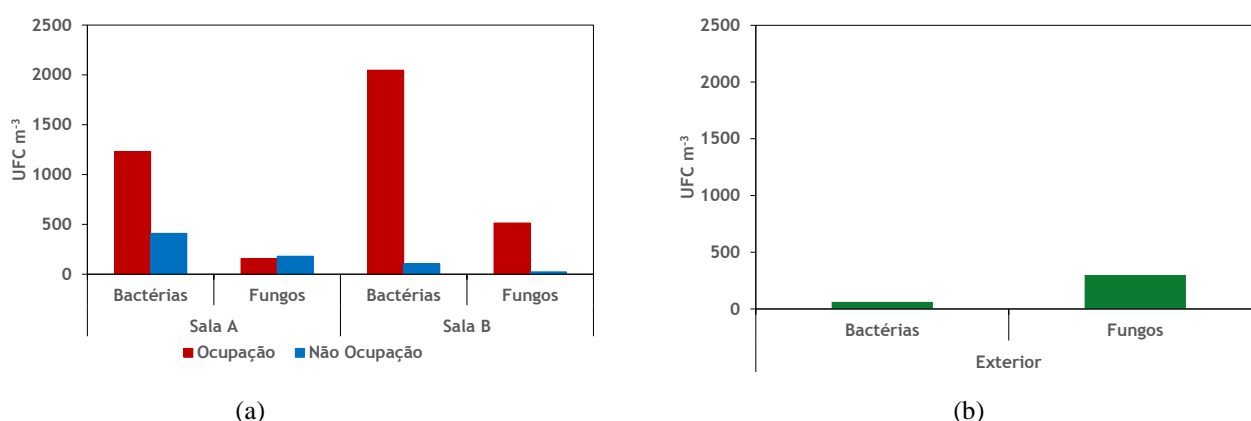


Figura 16 - Concentrações médias de bactérias e fungos (a) em ocupação e não ocupação nas Salas A e B e (b) no exterior

Tabela 14 - Contagens, volumes, concentrações médias, T_{ar} média e HR média das amostragens de bactérias realizadas na Sala A, B e exterior de RUR1 em período de ocupação e não ocupação

Parâmetro	Sala A		Sala B		Exterior	
	Ocupação	Não ocupação	Ocupação	Não ocupação	Início	Final
Branco (UFC)	0	0	0	0	0	0
Amostragem 1 (UFC)	144	167	307	62	46	8
Amostragem 2 (UFC)	375	246	307 ^a	39	34	8
Volume 1 (m³)	0,15	0,45	0,15	0,45	0,45	0,15
Volume 2 (m³)	0,25	0,55	0,25	0,55	0,55	0,25
Concentração média (UFC m ⁻³)	1230	409	2047	104	62	
T_{ar} média (°C)	22°C	19°C	20°C	20°C	14°C	29°C
HR média (%)	49	46	50	49	66	32

^aUltrapassou a gama de valores para se poder fazer a correção estatística; Não utilizada para a média das concentrações.

Tabela 15 - Contagens, volumes, concentrações médias, T_{ar} média e HR média das amostragens de fungos realizadas na Sala A, B e exterior de RUR1 em período de ocupação e não ocupação

Parâmetro	Sala A		Sala B		Exterior	
	Ocupação	Não ocupação	Ocupação	Não ocupação	Início	Final
Branco (UFC)	0	0	0	0	0	0
Amostragem 1 (UFC)	15	57	77	7	43	45
Amostragem 2 (UFC)	96	46	231a	6	137	99
Volume 1 (m^3)	0,15	0,25	0,15	0,25	0,15	0,15
Volume 2 (m^3)	0,45	0,35	0,45	0,35	0,35	0,45
Concentração média (UFC m^{-3})	157	180	513	23	300	
T_{ar} média ($^{\circ}C$)	21	19	20	20	17	28
HR média (%)	50	45	49	49	55	34

^a>130 valor limiar de contagem de UFC para fungos no entanto foram contados 143 UFC pelo que o valor foi considerado para a média de concentrações

Constata-se que para períodos de ocupação as concentrações de bactérias e fungos foram geralmente mais elevadas do que em períodos de não ocupação. A Sala B apesar de ter registado uma concentração de bactérias menor que a Sala A em período de não ocupação, em período de ocupação registou valores muito mais elevados. Pegas et al. (2012) efetuaram um estudo em escolas primárias e reportam que com o aumento do número de ocupantes a concentração de bactérias totais (UFC m^{-3}) também aumenta, o que também se verificou neste estudo nos períodos de ocupação nas salas de aula.

No caso dos fungos, Jo e Seo (2005) obtiveram níveis mais elevados durante períodos de maior movimentação de crianças em salas de aula de escolas primárias, devido a ressuspensão de esporos, o que provavelmente aconteceu na Sala B durante a ocupação. No exterior registaram-se em média concentrações mais baixas de bactérias que no interior, no entanto, para os fungos as concentrações no exterior foram em média mais elevadas que as registadas nas salas em períodos de não ocupação. Lee e Jo (2006) reportaram concentrações de fungos mais elevadas no interior que no exterior de apartamentos na Coreia do Sul.

Yang et al. (2009) e Santos (2010) reportaram valores de concentração de bactérias totais (1463 e 1654 UFC m^{-3} , respetivamente), semelhantes aos registados na Sala A em período de ocupação. Yang et al. (2009) reportaram ainda uma razão I/E de bactérias de 5,41, muito inferior às registadas na Sala A (28,83) e na Sala B (24,95). Cano et al. (2012) reportaram nas creches de Lisboa e Porto valores muito mais elevados, tanto de bactérias como de fungos, que os registados em RUR1. Santos (2010) reportou valores de concentrações de fungos em contexto urbano (1132 UFC m^{-3}) igualmente superiores às registadas neste estudo. Neste sentido, verifica-se que para as salas estudadas as concentrações no interior, provavelmente dependem em grande parte de fontes internas e atividades desenvolvidas pelos ocupantes.

5.3 Parâmetros de conforto

Os perfis médios diários de T_{ar} e HR de cada microambiente estudado dos quatro infantários estão representados nas Figuras 17 e 18 respectivamente para: a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB.

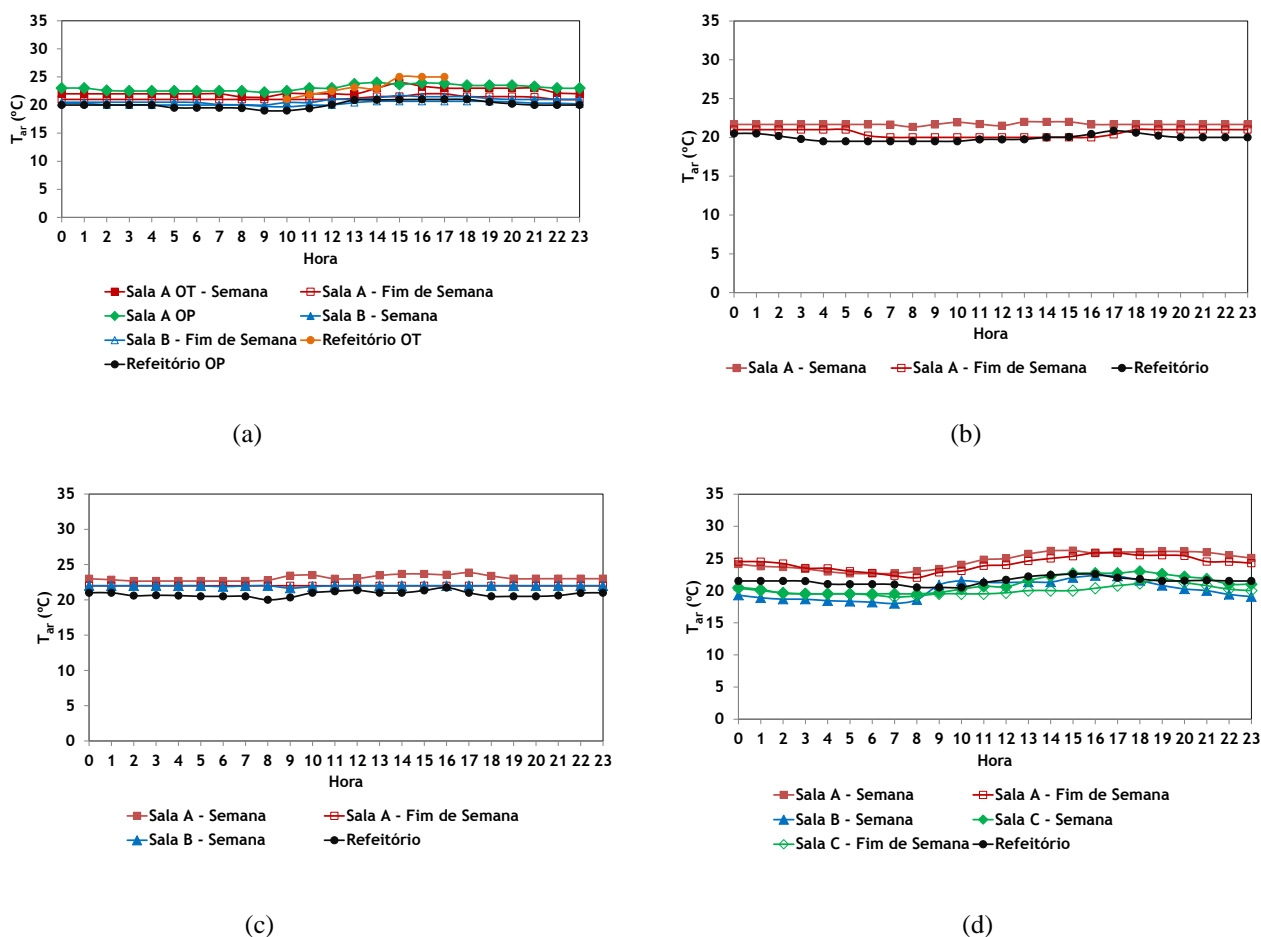


Figura 17 - Perfil diário dos valores médios de T_{ar} para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

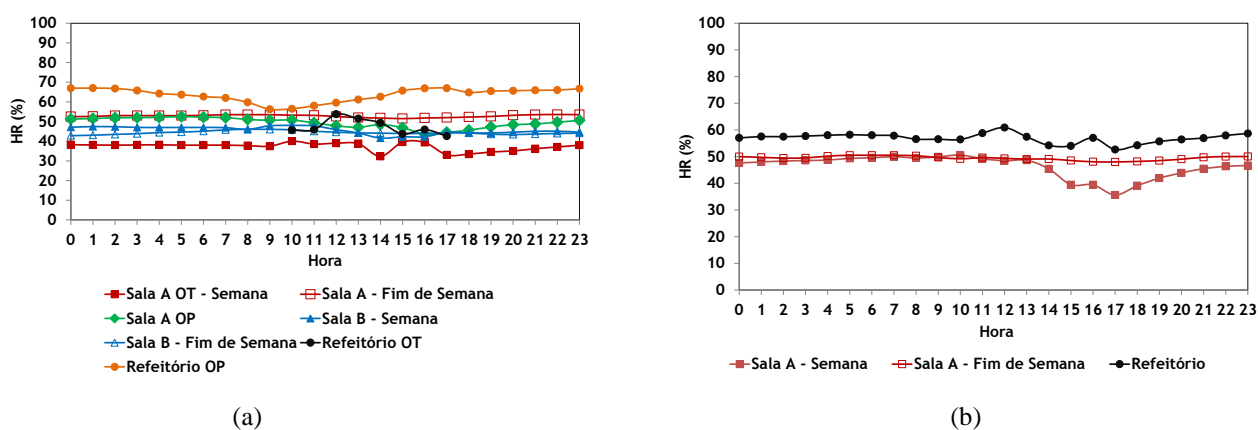
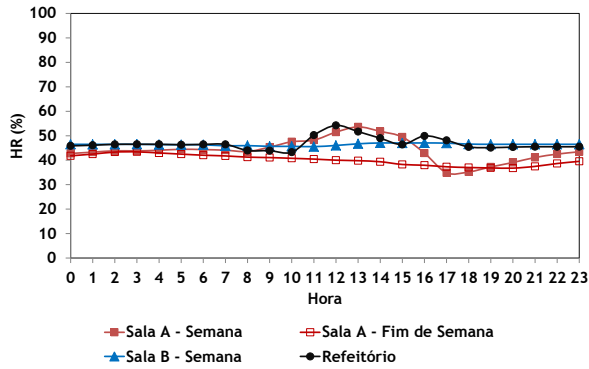
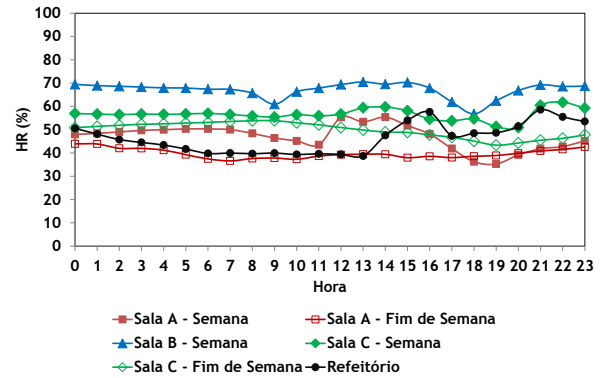


Figura 18 - Perfil diário dos valores médios de HR para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB



(c)



(d)

Figura 18 (continuação) - Perfil diário dos valores médios de HR para a) RUR1, b) RUR2, c) RUR3 e d) URB

Os valores mais elevados de T_{ar} foram registados no refeitório de RUR1 e na Sala A de URB. Durante o período de fim de semana não existiram variações significativas ao longo do dia, à exceção de URB em que se verificou um aumento das temperaturas a partir do início da manhã até ao final da tarde (8:00h até as 18:00h), decrescendo a partir da noite e continuando durante a madrugada. Para dias da semana é possível relacionar os aumentos de T_{ar} com os períodos de ocupação, à exceção da Sala B de RUR3, em que a temperatura foi praticamente constante ao longo do dia, provavelmente devido à baixa ocupação da mesma (apenas uma criança na maior parte do tempo). Em RUR1 os valores de T_{ar} no refeitório foram em média mais elevados do que os verificados nas salas de aula, o que pode ter resultado dos processos de confeção dos alimentos que libertam calor e o facto de este local ter apresentado uma ocupação muito mais elevada que as restantes salas (~ 200 ocupantes). Em RUR2 e RUR3 não existem variações significativas de T_{ar} entre as diferentes salas e refeitórios. Os valores de T_{ar} no interior tanto dos infantários rurais como do infantário urbano dependeram da T_{ar} ambiente, uma vez que a valores de T_{ar} ambiente mais elevados corresponderam valores mais elevados de T_{ar} , no caso dos dias de semana. No fim de semana este comportamento não se verificou, provavelmente devido às janelas estarem permanentemente fechadas e não haver uma influência tão significativa do ar ambiente na T_{ar} interior. Zuraimi e Tham (2008) reportaram igualmente que os valores de T_{ar} interior estavam relacionados com os valores de T_{ar} ambiente, no entanto no seu estudo fizeram comparações com outros estudos e concluíram que para países com clima tipicamente mais frios os valores de T_{ar} exterior foram mais baixos. Neste sentido, dependendo das condições meteorológicas exteriores, a T_{ar} interior pode ser alterada, principalmente devido ao tipo de ventilação dos espaços e isolamento térmico dos edifícios.

Os valores de HR nos períodos de não ocupação (noite e madrugada) foram praticamente constantes, enquanto nos períodos de ocupação verificaram-se flutuações: i) em RUR1 e RUR3 quando se iniciou a ocupação a HR aumentou nas salas de aula até ao final da manhã (9:00h às

12:00h), diminuindo na hora de almoço (12:00h às 13:00h), aumentando de novo durante a tarde, correspondendo assim aos períodos de ocupação; e ii) em URB os valores de HR diminuíram nas primeiras horas do dia, aumentando 1 hora após o início da ocupação, provavelmente devido ao início das atividades das crianças (**Figura 18**). Em RUR2 o perfil médio diário verificado nos dias da semana foi praticamente idêntico ao do fim de semana, com exceção do período da tarde em que a HR diminuiu a seguir ao almoço, voltando a aumentar por volta das 17:00h. Este comportamento coincidiu com a abertura das janelas no período da tarde diminuindo a HR, que voltou a aumentar quando foram efetuadas as limpezas após o término das atividades escolares. A HR foi em média mais elevada nos refeitórios, à exceção de URB, o que pode estar relacionado com os processos de confeção dos alimentos, caracterizados pela libertação de vapor de água, contribuindo assim para os valores registados. Comparando os valores registados no refeitório de RUR1 em OP e OT, os valores de HR registados em OP foram sensivelmente mais elevados. Este período correspondeu a um período de limpezas profundas e prolongadas pelo que a utilização de água e compostos aquosos em processos de limpeza, podem ter sido as principais causas para os valores registados. Os valores de HR registados no ar ambiente são na maioria dos casos mais elevados quando comparados com os do ar interior. Apesar disto, nem sempre valores mais elevados HR ambiente originaram valores mais elevados de HR no interior. A HR é um parâmetro que provavelmente depende mais das condições gerais de isolamento térmico dos edifícios. Zuraimi e Tham (2008) reportaram para infantários tropicais valores de T_{ar} (28°C) e HR (69%) superiores aos registados para os infantários estudados, provavelmente devido às elevadas taxas de ventilação e o facto de o estudo ter sido realizado em ambiente tropical. Wichmann et al. (2010) reportaram para infantários na Suécia valores de T_{ar} (22°C) semelhantes aos registados, no entanto os valores de HR (30%) foram em média mais baixos que nos casos de RUR1, RUR2, RUR3 e URB. Por outro lado, Gladyszewska-Fiedoruk (2013) reportou para jardins de infância na Polónia valores semelhantes tanto de HR (55%) como de T_{ar} (21°C) aos registados nos infantários monitorizados. Nestes dois estudos e apesar de terem sido realizados em países nórdicos (regiões maioritariamente frias) os edifícios eram dotados de sistemas AVAC e possuíam materiais isolantes térmicos pelo que os valores se aproximaram da gama ótima de parâmetros de conforto e consequentemente dos reportados neste estudo. Apesar das gamas de valores dos parâmetros de conforto em ambientes interiores serem válidas para qualquer parte do globo, as condições meteorológicas no exterior podem influenciar os ambientes interiores.

5.4 Comparação com os valores de referência

A **Tabela 16** mostra as não conformidades e excedências (%) aos valores de referência e legislados para os vários poluentes gasosos da OMS e da legislação Portuguesa (Portaria nº 353-A/2013). Para os parâmetros de conforto foram utilizadas as gamas de T_{ar} (Inverno: 20 a 25,5 °C) e HR (30 a 65%) preconizadas pela ASHRAE. Na **Tabela 17** são apresentadas as excedências para os valores de referência da OMS e legislação Portuguesa referentes às PM. Na **Tabela 18** são apresentados os cumprimentos e incumprimentos à legislação Portuguesa dos parâmetros microbiológicos.

Em nenhum dos infantários avaliados foram ultrapassados os valores guia da OMS de CO, NO₂ e O₃ referentes a médias horárias, diárias e de 8 horas e o valor de referência da legislação portuguesa de CO, no entanto para o CH₂O o valor da OMS para médias de 30 minutos foi excedido em 100% dos períodos de ocupação nos refeitórios de RUR1, RUR2 e RUR3, o que pode estar provavelmente relacionado com o arrastamento de mobiliário (mesas e cadeiras) durante os períodos de refeição. Em URB apesar da percentagem de excedências no refeitório (29% em períodos de ocupação) ter sido mais baixa que nos infantários rurais as Salas A e B registaram igualmente excedências a este parâmetro, tanto para o valor de referência da OMS (28% nas duas salas) como para a legislação portuguesa onde as duas salas registaram 100% de excedências. Nestas salas os valores registados provavelmente deveram-se a emissões resultantes do mobiliário e do pavimento que é de madeira envernizada (ver 0). Da exposição a concentrações elevadas de CH₂O podem resultar inflamações das vias respiratórias e efeitos pulmonares adversos. Para tentar minimizar as concentrações registadas, sugere-se que sejam escolhidos materiais que não emitam este poluente, e uma melhor ventilação dos espaços para que as concentrações sejam reduzidas.

Para os parâmetros de conforto T_{ar} e HR as excedências mais significativas às gamas de referência da ASHRAE foram encontradas nas salas de aula de URB. Em RUR1 e RUR2 as percentagens de inconformidades mais elevadas foram encontradas nos refeitórios, provavelmente devidas à confeção dos alimentos que liberta vapor de água e aumenta a temperatura no interior dos espaços. Além disso, nas limpezas destes locais são utilizados produtos aquosos que podem ter influenciado o aumento dos valores de HR registados. De salientar que em média as percentagens de inconformidades de T_{ar} e HR mais elevadas foram registadas em períodos de ocupação.

Tabela 16 - Inconformidades e excedências (%) dos valores médios horários aos valores guia da ASHRAE, OMS e legislação Portuguesa, apenas Durante dias de semana períodos de ocupação

Infantário	Sala	Dias de Semana									Durante ocupação		
		ASHRAE		OMS	Legislação Portuguesa						ASHRAE		OMS
		T ^a	HR ^b	CH ₂ O [30 min]	CO ₂	CO ₂ MT ^{c,d}	CH ₂ O	COVT	COVT MT ^e	Rn	T ^a	HR ^b	CH ₂ O [30 min]
RUR1	A OT	0%	0%	N.a. ^f	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	0%	N.a.
	A OP	0%	0%	N.a.	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	0%	N.a.
	B	0%	0%	N.a.	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	0%	N.a.
	RF OT	N.a.	N.a.	93%	N.a.	N.a.	N.a.	N.a.	N.a.	-	13%	0%	100%
	RF OP	26%	51%	N.a.	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	17%	N.a.
RUR2	A	0%	1%	N.a.	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	0%	N.a.
	RF	25%	4%	4%	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	33%	33%	100%
RUR3	A	0%	6%	N.a.	33%	0%	0%	67%	33%	33%	0%	7%	N.a.
	B	0%	0%	N.a.	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	50%	0%	0%	N.a.
	RF	0%	0%	19%	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	0%	0%	0%	100%
URB	A	36%	2%	17%	50%	N.a.	100%	50%	N.a.	0%	52%	3%	28%
	B	49%	64%	37%	100%	N.a.	100%	100%	N.a.	0%	9%	56%	28%
	C	20%	6%	7%	50%	0%	0%	0%	N.a.	0%	11%	0%	0%
	RF	0%	0%	4%	0%	N.a.	0%	0%	N.a.	50%	0%	0%	29%

^a20-25,5 °C; ^b30-65%; ^cMT - Margem de Tolerância; ^dMT-30%; ^eMT-100%; ^fN.a. - Não aplicável

Tabela 17 - Excedências (%) dos valores médios horários aos valores guia da OMS e legislação Portuguesa para PM durante dias de semana e fins de semana

[illegible]

Tabela 18 - Cumprimentos e incumprimentos à legislação Portuguesa dos parâmetros microbiológicos em RUR1

Microrganismo	Sala A		Sala B	
	Ocupação	Não ocupação	Ocupação	Não ocupação
Bactérias ^a	●	●	●	●
Fungos ^b	●	●	●	●
<i>Legionella</i> ^c	●	●	●	●

^a Concentração de bactérias totais no interior inferior à concentração no exterior, acrescida de 350 UFC m⁻³; ^b Concentração de fungos no interior inferior à detetada no exterior; ^c Ausência de *Legionella pneumophila*; ● - Cumpriu a legislação; ● - Não cumpriu a legislação

No que diz respeito à legislação portuguesa, para o CO₂ verificaram-se excedências nas Salas A e B de URB (50 e 100%, respetivamente). Nas Salas A de RUR3 e C de URB apesar de se terem verificado excedências foi possível aplicar a MT (salas que apenas usaram ventilação natural), não se verificando excedências neste caso. Um aspeto a ter em conta para as excedências de CO₂, é o número de crianças por sala. A ASHRAE recomenda 25 ocupantes por 100 m², valor que foi superado nas Salas A e B de URB (ASHRAE, 2007). De facto a legislação portuguesa que limita o número de crianças por sala apenas tem em conta critérios educacionais e económicos, no entanto sabe-se que densidades de ocupação elevadas podem levar a que os valores de referência, principalmente de CO₂, sejam excedidos. Zuraimi e Tham (2008) indicaram igualmente a elevada densidade de ocupação como um fator determinante para as concentrações de CO₂.

Para COVT verificaram-se excedências na Sala A de RUR3 (33%) e nas Salas A e B de URB (50 e 100%, respetivamente). As excedências verificadas indicam que provavelmente existiram fontes internas deste tipo de poluentes (produtos de acabamento, materiais de decoração e construção. Missia et al. (2010) e Zhang e Niu (2003) associaram igualmente produtos de acabamento (tintas, vernizes e colas), e materiais de construção e revestimentos (alcatifas, isolamentos acústicos e térmicos), como potenciais emissores de COVT. Estas elevadas concentrações podem resultar em irritação das vias respiratórias superiores, ou até irritação das vias respiratórias inferiores e efeitos pulmonares adversos. À semelhança das medidas para mitigar o CH₂O, sugere-se que sejam escolhidos materiais que não emitam este tipo de poluentes, e uma melhor ventilação dos espaços.

Foi ainda excedido o valor de referência de Rn nas Salas A e B de RUR3 (33 e 50%, respetivamente) e no refeitório de URB (50%). Existem estudos que associam a exposição de Rn a casos de cancro no pulmão e existem indícios que possam causar leucemia e doenças cardiovasculares (WHO, 2009b; Raaschou-Nielsen, et al. 2008). Neste sentido torna-se crucial

tomar medidas que permitam baixar as concentrações destes poluentes, tais como aumentar a ventilação dos espaços.

Nos fins de semana, não se registaram quaisquer excedências dos poluentes comparados com os valores de referência quer nacionais quer internacionais.

As concentrações de PM foram comparadas com os valores guia da OMS e com a legislação Portuguesa (Portaria nº353-A/2013).

No caso do valor guia da OMS de $PM_{2,5}$ este foi excedido na Sala A em OP de RUR1 (50%), Sala A de RUR3 (33%) e em todos os microambientes de URB, onde se registaram as excedências mais elevadas. Na Sala A de URB registaram-se excedências até em períodos de fim de semana (50%). O valor guia para as PM_{10} apenas foi excedido na Sala C de URB.

Para os valores de referência da legislação portuguesa de $PM_{2,5}$ e PM_{10} apenas se verificaram excedências em URB. A Sala A registou 100% de excedências para $PM_{2,5}$ e 33% para PM_{10} em dias de semana, tendo mesmo registado excedências durante o período de fim de semana (100% para $PM_{2,5}$ e 50 % para PM_{10}). Nesta sala provavelmente existem fontes internas de partículas. A Sala B e o refeitório registaram igualmente valores elevados de excedências de $PM_{2,5}$ (67% e 100%, respetivamente) e de PM_{10} (67% e 50%, respetivamente).

No geral verificaram-se mais excedências para a fração $PM_{2,5}$, sendo esta mais prejudicial à saúde humana quando comparada com a fração PM_{10} . Nos locais onde se registaram excedências significativas é expectável que as crianças que frequentam estes espaços possam vir a contrair doenças pulmonares, asma e outros problemas respiratórios (Sousa et al., 2012a).

A aplicação das MT diminuiu significativamente a percentagem de excedências, como a anterior legislação portuguesa não contemplava MT, e em média, os valores de referência eram mais baixos para CO_2 e PM_{10} é possível afirmar que a atual legislação é menos restritiva. Apesar de em muitos casos não terem sido excedidos os valores de referência da legislação portuguesa para vários parâmetros quando foram aplicadas as MT, do ponto de vista da exposição os locais que verificaram excedências antes da aplicação das MT são preocupantes.

À semelhança dos poluentes gasosos e das PM, as concentrações registadas para os parâmetros microbiológicos foram comparadas com os valores de referência constantes na legislação Portuguesa (Portaria 353-A/2013) (**Tabela 18**).

Para as bactérias, apenas foi ultrapassado o valor de referência em períodos de ocupação tanto na Sala A como na Sala B. A maior ocupação na Sala A e a densidade de ocupação da Sala B podem ter estado na origem dos resultados obtidos. Valores elevados de bactérias no interior podem indiciar sobrelotação dos espaços e ventilação inadequada (Santos, 2010). É espectável que as crianças que frequentam estas salas possam vir a desenvolver alguns tipos de sintomatologia, tais como, reações alérgicas (nos olhos, nariz, garganta, pele) e infeções

agudas com riscos graves para a saúde (trato respiratório, trato urinário) (APA, 2009). Além disto, a exposição a bactérias pode originar infeções no sistema respiratório e urinário, febre, faringite, laringite ou pneumonias (APA, 2009; Spengler et l., 2000)

Para fungos o cenário foi diferente, tendo sido registado apenas incumprimento na Sala B em período de ocupação. Apesar disto, não foi encontrado qualquer sinal visível do crescimento deste tipo de microrganismos, no entanto o crescimento de fungos não é apenas esteticamente desagradável, e é espectável que as crianças que frequentam a sala B possam vir a contrair alergias (Singh, 2005).

5.5 Influência do ar ambiente

As concentrações de NO₂, O₃, CO, PM_{2,5} e PM₁₀ registadas no interior foram comparadas com as registadas no exterior através das razões I/E para aferir a contribuição do ar ambiente nas concentrações do ar interior. As médias das razões I/E obtidas para cada local estudado nos quatro infantários estão presentes na **Tabela 19** para o gases e na **Tabela 20** para as PM.

Tabela 19 - Valores médios das razões I/E para NO₂, O₃ e CO observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respetivos mínimos (min) e máximos (máx)

Infantário	Sala	NO ₂		O ₃		CO	
		Semana	Fim de Semana	Semana	Fim de Semana	Semana	Fim de Semana
RUR1	A OT	0,16 (min-máx: 0,00-1,41)	0,09 (min-máx: 0,00-0,37)	0,13 (min-máx: 0,00-0,80)	-	12,36 (min-máx: 1,78-87,44)	18,02 (min-máx: 1,07-141,15)
		1,13 (min-máx: 0,13-9,51)	-	0,06 (min-máx: 0,00-0,52)	-	11,68 (min-máx: 1,57-76,81)	-
	A OP	2,66 (min-máx: 0,62-18,22)	1,77 (min-máx: 0,70-7,22)	0,17 (min-máx: 0,00-0,63)	0,07 (min-máx: 0,00-0,20)	7,22 (min-máx: 0,95-49,98)	17,25 (min-máx: 1,07-135,84)
		0,18 (min-máx: 0,00-0,41)	-	0,07 (min-máx: 0,00-0,29)	-	4,03 (min-máx: 0,98-17,75)	-
	RF OT	0,66 (min-máx: 0,16-4,29)	-	0,06 (min-máx: 0,00-0,40)	-	8,24 (min-máx: 1,11-54,99)	-
	RF OP						
	B						
RUR2	A	1,31 (min-máx: 0,33-7,52)	0,97 (min-máx: 0,34-4,89)	0,05 (min-máx: 0,00-0,40)	-	9,31 (min-máx: 1,08-56,81)	20,10 (min-máx: 1,07-161,89)
		0,25 (min-máx: 0,00-2,90)	-	0,07 (min-máx: 0,00-0,53)	-	4,87 (min-máx: 0,65-29,35)	-
	RF						
RUR3	A	3,41 (min-máx: 1,13-21,17)	2,24 (min-máx: 0,97-10,00)	0,04 (min-máx: 0,00-0,44)	0,001 (min-máx: 0,00-0,01)	8,70 (min-máx: 1,18-57,64)	19,93 (min-máx: 1,16-155,40)
		2,64 (min-máx: 0,90-14,37)	-	-	-	7,95 (min-máx: 1,03-52,91)	-
	B	0,26 (min-máx: 0,00-2,34)	-	-	-	4,23 (min-máx: 0,51-28,06)	-
	LR						

Tabela 19 (continuação) - Valores médios das razões I/E para NO₂, O₃ e CO observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respectivos mínimos (min) e máximos (máx)

Infantário	Sala	NO ₂	O ₃	CO			
		Semana	Fim de Semana	Semana	Fim de Semana	Semana	Fim de Semana
URB	A	8,49 (min-máx: 1,11-38,67)	10,73 (min-máx: 2,44-23,61)	0,01 (min-máx: 0,00-0,06)	0,02 (min-máx: 0,00-23,61)	14,91 (min-máx: 5,41-25,65)	13,61 (min-máx: 5,38-23,35)
	B	8,22 (min-máx: 0,06-22,84)	-	0,002 (min-máx: 0,00-0,05)	-	11,88 (min-máx: 2,71-21,87)	-
	C	3,69 (min-máx: 1,00-9,08)	6,63 (min-máx: 2,92-11,86)	0,003 (min-máx: 0,00-0,09)	0,00 (min-máx: 0,00-0,03)	13,68 (min-máx: 1,66-20,99)	8,37 (min-máx: 5,47-15,87)
	RF	0,76 (min-máx: 0,05-2,66)	-	0,04 (min-máx: 0,00-0,19)	-	5,35 (min-máx: 1,16-10,31)	-

Tabela 20 - Valores médios das razões I/E para PM_{2,5} e PM₁₀ observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respectivos mínimos (min) e máximos (máx)

Infantário	Sala	PM _{2,5}		PM ₁₀	
		Semana	Fim de Semana	Semana	Fim de Semana
RUR1	A OT	1,03 (min-máx: 0,24-5,47)	0,64 (min-máx: 0,39-0,95)	1,23 (min-máx: 0,24-9,17)	0,55 (min-máx: 0,30-0,80)
	A OP	1,49 (min-máx: 0,47-4,21)	-	1,62 (min-máx: 0,44-6,10)	-
	B	0,69 (min-máx: 0,12-2,51)	0,43 (min-máx: 0,19-0,81)	0,81 (min-máx: 0,12-4,67)	0,37 (min-máx: 0,16-0,69)
	RF OT	2,06 (min-máx: 1,10-3,62)	-	2,61 (min-máx: 1,44-4,86)	-
	RF OP	1,27 (min-máx: 0,68-2,10)	-	1,11 (min-máx: 0,61-1,72)	-
RUR2	A	1,06 (min-máx: 0,47-4,40)	0,43 (min-máx: 0,26-0,61)	1,13 (min-máx: 0,42-4,24)	0,38 (min-máx: 0,22-0,57)
	LR	0,93 (min-máx: 0,29-3,63)	-	0,97 (min-máx: 0,26-4,62)	-
RUR3	A	2,08 (min-máx: 0,76-6,77)	0,66 (min-máx: 0,41-0,90)	2,36 (min-máx: 0,69-8,59)	0,57 (min-máx: 0,36-0,90)
	B	0,71 (min-máx: 0,31-1,41)	-	0,73 (min-máx: 0,28-1,61)	-
	RF	1,54 (min-máx: 0,53-5,54)		1,73 (min-máx: 0,47-7,50)	

Tabela 20 (continuação) - Valores médios das razões I/E para $PM_{2,5}$ e PM_{10} observados em cada local estudado para dias de semana e fim de semana, e respetivos mínimos (min) e máximos (máx)

URB	A	12,21 (min-máx: 0,93-44,67)	6,64 (min-máx: 0,49-28,40)	2,99 (min-máx: 0,99-22,84)	1,38 (min-máx: 0,43-6,31)
	B	12,33 (min-máx: 1,98-37,90)	-	6,22 (min-máx: 0,62-63,57)	-
	C	7,39 (min-máx: 1,43- 27,41)	5,83 (min-máx: 1,36-25,28)	6,19 (min-máx: 0,39-70,88)	2,04 (min-máx: 0,45-13,83)
	LR	5,67 (min-máx: 0,90- 23,88)	-	3,04 (min-máx: 0,37-50,25)	-

Em relação ao NO_2 , as razões I/E em RUR1 foram para a Sala A em OT e para o refeitório em OT e em OP abaixo de 1, pelo que as concentrações no ar interior foram menores que no ar exterior. No caso da Sala A em OP e na Sala B, tanto à semana como ao fim de semana, os valores de concentração no ar interior foram superiores aos registados no ar ambiente. Nestes casos a redução acentuada das concentrações no ar ambiente provavelmente não foi acompanhada no ar interior, devido a fenómenos de acumulação, pelo que as concentrações foram mais elevadas no interior. Em RUR2 e RUR3 o comportamento foi semelhante a RUR1 com a razão I/E inferior a 1 no caso dos refeitórios e superior a 1 no caso das salas de aula durante dias de semana e no caso da Sala A de RUR3 ao fim de semana. A Sala A de RUR2 para o fim de semana registou valores abaixo de 1 pelo que se pressupõe a contribuição do ar exterior para as concentrações de NO_2 , tenha sido a principal causa dos valores registados no interior, provavelmente devido a fenómenos de acumulação. Em URB as razões I/E foram em média superiores às registadas nos infantários rurais. Tal era de esperar uma vez que URB é fortemente afetado por tráfego rodoviário e sabe-se que o NO_2 é um dos constituintes dos gases de escape dos veículos motorizados. As razões I/E verificadas ao fim de semana foram mais elevadas do que as verificadas em dias de semana, demonstrando mais uma vez a contribuição da acumulação verificada em períodos de não ocupação resultantes da falta de ventilação dos espaços.

Para o O_3 as razões I/E registadas foram para todos os microambientes abaixo de 1. Este comportamento era de esperar, uma vez que se sabe que as concentrações de O_3 registadas em ambientes interiores dependem essencialmente da contribuição do ar ambiente. As razões I/E foram em média mais elevadas nos infantários rurais.

No caso do CO as razões I/E foram para todos os microambientes muito acima de 1 revelando que as concentrações deste gás no interior dos infantários foram muito mais elevadas que as registadas no exterior. Apesar de não terem sido identificadas fontes deste gás no interior, as concentrações registadas provavelmente dependem da acumulação verificada em períodos de não ocupação.

Perante os resultados obtidos, pode concluir-se que as concentrações de O_3 registadas no ar interior resultaram da influência do ar ambiente, no entanto no caso do NO_2 e do CO as concentrações no ar interior dos infantários avaliados, foram em média muito superiores às registadas no ar ambiente, principalmente nas salas de aula. Os valores da razão I/E de CO deste estudo foram muito superiores aos reportados por Yang et al. (2009) (I/E - 0,71), Santos (2010) (I/E - 1,95), Yoon et al. (2011) (Rural I/E - 4,00 e Urbano I/E - 1,17) e Cano et al. (2012) (I/E - 1,23). Yoon et al. (2011) reportaram valores de razões I/E mais elevados para o meio rural, facto que não aconteceu neste estudo, tendo sido o infantário urbano a registar os valores mais elevados.

Para as PM (**Tabela 20**) genericamente, as razões I/E foram superiores a 1 para dias da semana tanto nos infantários rurais como no infantário urbano. As razões I/E superiores a 1 provavelmente estiveram associadas às atividades e fenómeno de suspensão/e ressuspensão.

Em RUR3 a Sala B registou uma razão I/E de 0,71 o que era de esperar uma vez que esta sala teve pouca atividade. EM URB as Salas A e B registaram os valores mais elevados de razões I/E para a fração $PM_{2,5}$.

Em períodos de fim de semana, o infantário URB registou razões I/E superiores a 1 em todos os microambientes, no entanto em RUR as razões obtidas foram para todas as salas dos diversos infantários inferiores a 1. Estes resultados podem ter sido devidos ao facto de as medições no ar ambiente terem sido realizadas apenas durante um período de fim de semana e não em simultâneo que as medições no ar interior, e este período ter sido provavelmente atípico.

Yang et al. (2009), Santos (2010) e Cano et al. (2012) reportaram valores de razões I/E para PM_{10} de 2,06, 1,6 e 1,13 respetivamente, à semelhança de URB. Branco et al. (2014) reportaram valores superiores de razões I/E superiores nas salas de aula em comparação com os refeitórios, o mesmo se verificou neste estudo, no entanto os valores reportados tanto para salas à semana como ao fim de semana (4,35 e 1,78 respetivamente), foram sensivelmente mais baixos do que os registados em URB.

6 Conclusões e trabalho futuro

Este estudo permitiu compreender melhor o comportamento de diversos poluentes e parâmetros de conforto nos infantários estudados, com e sem influência da ocupação. A presença de crianças e suas atividades, as rotinas de limpeza e ventilação, bem como as características dos edifícios, foram os principais fatores determinantes para QAI e conforto dos ocupantes.

Relativamente ao parâmetro CO_2 , em média o infantário urbano apresentou médias superiores (entre 739 e 2328 mg m^{-3}) aos infantários rurais (entre 653 e 1078 mg m^{-3}), atingindo picos máximos nos períodos de ocupação na ordem de 7500 mg m^{-3} . Apenas as salas de URB apresentaram excedências à legislação portuguesa. A elevada taxa de ocupação assim como ventilação inadequada foram os fatores determinantes para as concentrações registadas. No infantário urbano é espectável que as crianças possam sofrer de dores de cabeça, fadiga e perda de concentração.

A inexistência de fontes interiores de O_3 , CO e NO_2 indicaram que as concentrações registadas para estes poluentes dependeram essencialmente das concentrações no ar ambiente. No caso do CO e NO_2 as concentrações foram em média mais elevadas no infantário urbano e parecem estar relacionadas com as emissões do tráfego rodoviário. As razões I/E indicaram que as concentrações no ar interior de NO_2 e CO foram mais elevadas que no exterior o que pode estar relacionado com o facto de as concentrações no ar interior não acompanharem a diminuição diária das concentrações no ar exterior. À semelhança do que já foi reportado por outros autores para as concentrações no ar ambiente, as concentrações de O_3 nos infantários rurais foram mais elevadas que no infantário urbano, devido à influência do ar ambiente.

As elevadas concentrações de CH_2O e de COVT pontualmente observadas principalmente nos refeitórios dos infantários rurais e em duas salas do infantário urbano indicaram a presença de fontes internas destes poluentes de forma esporádica, nomeadamente mobiliário (emissão de CH_2O), produtos de limpeza e produtos tais como tintas e colas usados em atividades específicas das crianças. O adequado arejamento dos espaços e a escolha de materiais que não emitam este tipo de poluentes são medidas que podem ajudar a controlar as concentrações registadas no ar interior.

Os resultados relativos às concentrações de Rn indicaram que este poluente tende a acumular-se em locais mal ventilados ou em períodos de não ocupação pela falta de ventilação nestes períodos. As concentrações registadas nos infantários rurais e urbanos foram semelhantes, provavelmente porque os solos de ambas as áreas estudadas são semelhantes, de origem granítica o que favorece o aumento das concentrações de radão.

As concentrações das várias frações de PM foram em média mais elevadas no infantário urbano que nos infantários rurais, o que pode estar relacionado com as emissões do tráfego rodoviário no ar ambiente. Apesar disso os resultados das razões I/E permitem concluir que as concentrações registadas dependem mais fortemente das fontes interiores. Registaram-se várias excedências aos valores de referência para $PM_{2,5}$ e PM_{10} da OMS e à legislação portuguesa principalmente no infantário urbano. As salas de aula ocupadas por crianças mais velhas registaram em média concentrações mais elevadas de PM de frações mais grosseiras provavelmente devido ao fenómeno de ressuspensão que é potenciado pela movimentação das crianças, mais significativa nas mais velhas. Para frações mais finas as concentrações pareceram depender mais das características internas dos espaços. As atividades de limpeza e de confeção de alimentos, bem como a movimentação das crianças parecem ter sido as principais causas das concentrações registadas nos refeitórios.

No que diz respeito aos parâmetros microbiológicos, foram registados incumprimentos à legislação portuguesa para bactérias e fungos em períodos de ocupação. As concentrações no ar ambiente foram em média mais baixas que no ar interior para bactérias e mais elevadas para fungos. Não se detetou qualquer presença de *Legionella* nos microambientes avaliados. As elevadas concentrações de microrganismos no ar interior, principalmente de bactérias indicam sobrelotação dos espaços e taxas de ventilação insuficientes.

Do ponto de vista do conforto térmico dos ocupantes, registaram-se em média mais inconformidades aos valores de referência da ASHRAE no infantário urbano (T_{ar} máx: 52% e HR máx: 64%). As características de construção dos edifícios e o uso inadequado dos sistemas de aquecimento e ar condicionado determinaram estes resultados. Nos infantários rurais as inconformidades registaram-se essencialmente nos refeitórios (T_{ar} máx: 33% e HR máx: 51%), o que se deveu provavelmente à confeção de alimentos que liberta calor e vapor de água e às limpezas que fazem aumentar a T_{ar} e HR nestes locais. As percentagem de excedências mais elevadas foram registadas em períodos de ocupação. Nos locais onde se registaram inconformidades é esperado que as crianças sintam desconforto térmico.

De um modo geral, é recomendável a implementação de medidas para mitigar as situações críticas que foram encontradas. Estas medidas passam por alterações comportamentais simples e de baixo custo, como hábitos de ventilação mais eficientes, controlo mais eficiente de parâmetros de conforto térmico, por exemplo pela correta utilização de aquecedores e ar condicionado. Outras mudanças, tais como a escolha de materiais que não emitam CH_2O e COVT e o aumento da ventilação em períodos em que estejam a ser utilizados materiais que contenham este tipo de poluentes podem diminuir significativamente as concentrações no ar interior.

Para o futuro, poderá ser importante a avaliação de mais infantários urbanos para ser possível comparar com os resultados obtidos. Adicionalmente, e tendo em conta as concentrações de COVT e PM encontradas, seria importante estudar a composição destes dois tipos de poluentes, para compreender especificamente qual a sua origem para uma atuação mais direcionada. Seria ainda importante saber a especiação das bactérias e fungos, bem como estudar este tipo de poluentes no contexto urbano.

7 Referências bibliográficas

Alam, S., Jantunen, M. J., e Vartiainen, M. 1999a. "Urban commuter exposure to particle matter and carbon monoxide inside an automobile." *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 9, 237-244.

Alam, S. 1999b. *Personal Exposure of Pre-school Children Carbon Monoxide and Nitrogen*, Finland: National Public Health Institute, Kuopio.

Alam, S., Reponen, A., Mukala, K., Pasanen, P., Tuomisto, J. e. Jantunen, M. J. 1994. "Personal exposures of preschool children to carbon monoxide: roles of ambient air quality and gas stoves." *Atmospheric Environment*, 28, 3577-3588.

Almeida, Susana Marta, et al. 2011. "Children exposure to atmospheric particles in indoor of Lisbon primary schools." *Atmospheric Environment*, 45, 7594-7599.

Alvim-Ferraz, M. C. M., Sousa, S. I. V., Pereira, M. C. e Martins, F. G. 2006. "Contribution of anthropogenic pollutants to the increase of tropospheric ozone levels in the Oporto Metropolitan Area, Portugal since the 19th century." *Environmental Pollution*, 140, 516-524.

APA. 2009. Qualidade do Ar em Espaços Interiores. Em *Guia técnico*, Amadora: Agência Portuguesa Do Ambiente.

Arbes, Samuel J., Michelle Sever, Jigna Mehta, Nicholas Collete, Brittany Thomas, e Darryl C. Zeldin. 2005. "Exposure to indoor allergens in day-care facilities: Results from 2 North Carolina counties." *Journal of Allergy and Clinical Immunology*, 116, 133-139.

Ashmore, M. R., e Dimitroulopoulou, C. 2009. "Personal exposure of children to air pollution." *Atmospheric Environment*, 43, 128-141.

ASHRAE. 2007. ASHRAE Standard 62.1-2007: Ventilation for acceptable indoor air quality, GA, Atlanta: The American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE).

ASHRAE. 2013. Standard 55-2013: Thermal Environmental Conditions for Human Occupancy. The American Society of Heating, Refrigerating and Air-Conditioning Engineers (ASHRAE).

Baccarelli, A., et al. 2007. Effects of exposure to air pollution on blood coagulation. *Journal of Thrombosis & Haemostasis*, 5, 252-260.

Bakó-Biró, Zs, Clements-Croome, D. J., Kochhar, N., Awbi, H. B. e Williams M. J. 2005. Ventilation rates in schools and pupils' performance. *Building and Environment*, 48, 1-9.

Blondeau, P., Lordache, V., Poupard, O., Genin, D. e Allard, F. 2005. Relationship between outdoor and indoor air quality in eight French schools. *Indoor Air*, 15, 2-12.

-
- Branco, P. T. B. S., Alvim-Ferraz, M. C. M., Martins, F. G. e Sousa, S. I. V. 2014 Indoor air quality in urban nurseries at Porto city: Particulate matter assessment. *Atmospheric Environment*, 84, 133-143.
- Brauer, M., et al. 2007. Air pollution and development of asthma, allergy and infections in a birth cohort. *European Respiratory Journal*, 29, 879-888.
- Brauer, Michael, et al. 2006. Traffic-related air pollution and otitis media. *Environmental Health Perspectives*, 114, 1414-1418.
- Breyse, P. N., et al. 2005. Indoor exposures to air pollutants and allergens in the homes of asthmatic children in inner-city Baltimore. *Environmental Research*, 98, 167-176.
- Cabral, F., e Veiga, R. 2006. *Higiene, Segurança, Saúde e Prevenção de Acidentes de Trabalho*. 20ª ed. Vol. 1. Lisboa: Verlag Dashöfer.
- Cano, Manuela, et al. 2012. Indoor Air Quality in Portuguese Children Day Care Centers - ENVIRH Project. Comunicação apresentada em The Second International Conference on Building Energy and Environment, em. Boulder Colorado.
- Canova, Cristina, Deborah Jarvis, Samantha Walker, e Paul Cullinan. 2013. Systematic review of the effects of domestic paints on asthma related symptoms in people with ou without asthma. *Journal of Asthma*, 50, 1020-1030.
- Carreiro-Martins, Pedro, et al. 2014. CO₂ concentration in day care centres is related to wheezing in attending children. *European Journal of Pediatrics*. doi: 10.1007/s00431-014-2288-4.
- Cavallo, D., Alcini, D. e de Bortoli, M. 1993. Chemical contamination of indoor air in schools and office buildings in Milan, Italy. Comunicação apresentada em Conference on Indoor Air Quality and Climate.
- Chaloulakou, A., e Mavroidis, I. 2002. Comparison of indoor and outdoor concentrations of CO at public school - Evaluation of an indoor air quality model. *Atmospheric Environment*, 36, 1769-1781.
- Chan, P. L., Yu, P. H. F., Cheng, Y. W., Chan, C. Y. e Wong, P. K. 2009 Comprehensive characterization of indoor airborne bacterial profile. *Journal of Environmental Sciences*, 21, 1148-1152.
- Chang, J. C., Guo, Z., Fortmann, R. e Lao, H. C. 2002. Characterization and reduction of formaldehyde emissions from a low-VOC latex paint. *Indoor Air*, 12, 10-16.
- Chao, C. Y. H. 2001. Comparison between indoor and outdoor air contamianats levels in residential buildings from passive sampler study. *Building and Environment*, 36, 999-1007.
-

Chevillard, Anne, et al. 2002. Transport of ²²²Rn using the regional model REMO: a detailed comparison with measurements over Europe. *Tellus Series B-Chemical and Physical Meteorology* n°54 (5): 850-871.doi: DOI10.1034/j.1600-0889.2002.01339.x.

Corbo, G. M., et al. 2001. Effects of gas cooking in lung function in adolescents: modifying role of sex and immunoglobulin. *E. Thorax*, 56, 536-540.

Cyrys, J., Pitz, M., Bischof, W., Wichmann, H. E. e Heinrich, J. 2004. Relationship between indoor and outdoor levels of fine particle mass, particle number concentrations and black smoke under different ventilation conditions. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 144, 275-283.

Daisey, J. M., Angell, W. J. e Apte, M. G. 2003. Indoor air quality, ventilation and health symptoms in schools: an analysis of existing information. *Indoor Air*, 13, 53-64.

Daisey, Joan M., e William J. Algell. 1999. Indoor Air Quality, Ventilation, and Health Symptoms in Schools: An analysis of existing information. Comunicação apresentada em International Conference on Indoor Air Quality and Climate, em Edinburgo, Escócia.

Darus, Fairus Muhamad, Rabiatul Adawiyah Nasir, Siti Mariam Sumari, Zitty Sarah Ismail, e Nur Aliah Omar. 2012. Heavy Metals Composition of Indoor Dust in Nursery Schools Building. *Procedia - Social and Behavioral Sciences*, 38, 169-175.

Decreto-Lei nº 79/2006. Ministério das Obras Públicas, Transportes e Comunicações. Diário da República - I Série, Nº 67, 2416-2468.

Decreto-Lei nº 102/2010. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Diário da República - I Série, Nº 183, 4177-4205.

Decreto-Lei nº 118/2013. Ministério da Economia e do Emprego. Diário da República - I Série, Nº 159, 4988-5005.

Diapouli, E., Chaloulakou, A., Mihalopoulos, N. e Spyrellis, N. 2008. Indoor and outdoor PM mass and number concentrations at schools in the Athens area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 136, 13-20.

Dockery, Douglas W., Frank E. Speizer, Daniel O. Stram, James H. Ware, John D. Spengler, e Benjamin G. Ferris Jr. 1989. Effects of Inhalable Particles on Respiratory Health of Children. *American Thoracic Society*, 139, 587-594.

Santos, Carvalho dos Joana. 2010. *Avaliação Da Qualidade Do Ar Interior Em Jardins-De-Infância*. Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.

EC. 2005. The INDEX Project: Critical Appraisal of the Setting and Implementation of Indoor Exposure Limits in the EU. Final Report, EUR 21590 EN: European Commission.

EC. 2007. Impact of Ozone-Initiated Terpene Chemistry on Indoor Air Quality and Health. Luxemburgo: European Commission.

EC. 2013. *Environment and human health Joint EEA-JRC*. Luxemburgo: Publications Office of the European Union.

Fang, L., Wyon, D. P., Clausen, G. e Fanger, P. O. 2004. Impact of indoor air temperature and humidity in an office on perceived air quality, SBS symptoms and performance. *Indoor Air*, 14, 74-81.

Fang, L., Clausen, G. e Fanger, P. O. 1998. Impact of Temperature and Humidity on Perception of Indoor Air Quality During Immediate and Longer Whole-Body Exposures. *Indoor Air*, 8, 276-284.

FEUP. *Estação Meteorológica*. 2014. [acedido em 26 de junho de 2014]. Disponível em <http://experimenta.fe.up.pt/estacaometeorologica/index.php?lang=pt>.

Fonseca, J., Slezakova, K., Morais, S. e Pereira, M. C. 2014. Assessment of ultrafine particles in Portuguese preschools: levels and exposure doses. *Indoor Air*. doi:10.1111/ina.12114.

Franklin, Peter J. 2007. Indoor air quality and respiratory health of children. *Pediatric Respiratory Reviews*, 8, 281-286.

Fromme, H., et al. 2008. Chemical and morphological properties of particulate matter (PM₁₀, PM_{2.5}) in school classrooms and outdoor air. *Atmospheric Environment*, 42, 6597-6605.

Fromme, H., et al. 2007. Particulate matter in the indoor air of classrooms exploratory results from Munich and surrounding area. *Atmospheric Environment*, 41, 854-866.

Fromme, H., et al. 2013. Phthalates in German daycare centers: Occurrence in air and dust and the excretion of their metabolites by children (LUPE 3). *Environment International*, 61, 64-72.

Fromme, H., Lahrz, T., Hainsch, A., Oddoy, A., Piloty, M. e Rüden, H. 2005. Elemental carbon and respirable particulate matter in the indoor air of apartments and nursery schools and ambient air in Berlin (Germany). *Indoor Air*, 15, 335-341.

Garret, M. H., Hooper, M. A., Hooper, B. M., Rayment, P. R. e Abramson, M. J. 1999. Increased risk of allergy in children due to formaldehyde exposure in homes. *Allergy*, 54, 330-337.

Geiss, Otmar, Georgios Giannopoulos, Salvatore Tirendi, Josefa Barrero-Moreno, Bo R. Larsen, e Dimitrios Kotzias. 2011. The AIRMEX study - VOC measurements in public buildings and schools/kindergartens in eleven European cities: Statistical analysis of the data. *Atmospheric Environment*, 45, 3676-3684.

Geller, M. D., Chang, M., Sioutas, C., Ostro, B. D. e Lipsett, M. J. 2002 Indoor/outdoor relationship and chemical composition of fine and coarse particles in the Southern California deserts. *Atmospheric Environment*, 36, 1099-1110.

GEP. 2014. Carta Social 2013. Gabinete de Estratégia e Planeamento. Disponível em. <http://www.cartasocial.pt/index2.php>.

Gladyszewska-Fiedoruk, Katarzyna. 2013. Correlations of air humidity and carbon dioxide concentration in the kindergarten. *Energy and Buildings*, 62, 45-50.

Götschi, T., et al. 2002. Comparison of black smoke and PM_{2.5} levels in indoor and outdoor environments of four European cities. *Environmental Science and Technology*, 36, 1191-1197.

Goyal, Radha, e Mukesh Khare. 2009. Indoor-outdoor concentrations of RSPM in classroom of a naturally ventilated school building near an urban traffic roadway. *Atmospheric Environment*, 43, 6026-6038.

Guarieiro, Lílían Lefol Nani, e Aline Lefol Nani Guarieiro. 2013. Vehicle Emissions: What Will Change with Use of Biofuel? Em *Biofuels - Economy, Environment and Sustainability*, de Zhen Fang.

Guo, H., Murray, F. e Lee, S. C. 2003. The development of low volatile organic compound emission house - a case study. *Building and Environment*, 38, 1413-1422.

Hagerhed-Engman, L., Bornehag, C. G., Sundell, J. e Aberg, N. 2006. Day-care attendance and increased risk for respiratory and allergic symptoms in preschool age. *Allergy*, 61, 789.

Haghighat, F., e De Bellis, L. 1998. Material emission rates: literature review, and the impact of indoor air temperature and relative humidity. *Building and Environment*, 33, 261.

Hänninen, O. O., et al. 2004. Infiltration of ambient PM_{2.5} and levels of indoor generated non-ETS PM_{2.5} in residences of four European cities. *Atmospheric Environment*, 38, 6411-6423.

He, Congrong, Lidia Morawska, Jane Hitchins, e Dale Gilbert. 2004. Contribution from indoor sources to particle number and mass concentrations in residential houses. *Atmospheric Environment*, 38, 3405-3415.

Herbarth, O., Fritz, G. J., Rehwagen, M., Richter, M., Röder, S. e Schlink, U. 2006. Association between indoor renovation activities and eczema in early childhood. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 209, 241-247.

Heudorf, U., Neitzert, V. e Spark, J. 2009. Particulate matter and carbon dioxide in classrooms - The impact of cleaning and ventilation. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 212, 45-55.

Ho, K. F., Cao, J. J., Harrison, R. M., Lee, S. C., e Bau, K. K. 2008. Indoor/outdoor relationships of organic carbon (OC) and elemental carbon (EC) in PM_{2.5} in roadside environment of Hong Kong. *Atmospheric Environment*, 38, 6327-6335.

International pbi Spa. 2007 "SAS SUPER ISO 100" "SAS SUPER ISO 180" - Code n. 86279/86834 *Instructions Manual*. Manual de funcionamento, pbi International.

ITN. 2005. Radão Um Gás Radioactivo de Origem Natural. *IST Núcleo de Documentação e Informação*. [acedido em 3 de março de 2014] Disponível em www.itn.pt/docum/relat/radao/itn_gas_radao.pps.

Jo, W. K., e Seo, Y. J. 2005 Indoor and outdoor bioaerosol levels at recreation facilities, elementary schools, and homes. *Chemosphere*, 61, 1570-1579.

Jones, A. P. 2009. Indoor air quality and health. *Atmospheric Environment*, 33, 4535-4564.

Jones, N. C., Thornton, C. A., Mark, D. e Harrison, R. M. 2000. Indoor/outdoor relationships of particulate matter in domestic homes with road side, urban and rural locations. *Atmospheric Environment*, 34, 2603-2612.

Jr., Gerald McGwin, Jeffrey Lienert, e John I. Kennedy Jr. 2010. Formaldehyde Exposure and Asthma in Children: A Systematic Review. *Environmental Health Perspectives*, 118, 313-317.

Kagi, N., et al. 2007 Indoor air quality for chemical and ultrafine particle contaminants from printers. *Building and Environment*, 42, 1949-1954.

Keller, G., Hoffmann, B. e Feigenspan, T. 2001. Radon Permeability and Radon Exhalation of Building Materials. *Sci Total Environ*, 272, 1271-1278.

Kelly, T. J., Smith, D. L. e Satola, J. 1999. Emission rates of formaldehyde from materials and consumer products found in California homes. *Environmental Science & Technology*, 33, 81-88.

Kim, Sun-Sook, Dong-Hwa Kang, Dong-Hee Choi, Myoung-Souk Yeo, e Kwang-Woo Kim. 2008. Comparison of strategies to improve indoor air quality at the pre-occupancy stage in new apartment buildings. *Building and Environment*, 43, 320-328.

Kleinman, M. T. 2008 "Carbon monoxide." Em *Environmental Toxicants*, 499-528. John Wiley & Sons, Inc.

Klepeis, Neil E., et al. 2001 The National Human Activity Pattern Survey (NHAPS): a resource for assessing exposure to environmental pollutants. *Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology*, 11, 231-252.

Koistinen, K. J., Edwards, R. D., Mathys, P., Ruuskanen, J., Künzli, N. e Jantunen, M. J. 2004. Sources of fine particulate matter in personal exposures and residential indoor, residential

outdoor and workplace microenvironments in the Helsinki phase of the EXPOLIS study. *Scandinavian Journal of Work and Environmental Health*, 30, 36-46.

Hess-Kosa, Kathleen. 2002. *Indoor air quality: sampling methodologies*. United States of America: CRC Press LLC.

Laurent, A. M., Person, A. e Petit-Coviaux, F. 1993. Chemical characterization of indoor air quality inside schools in Paris. Comunicação apresentada em International Conference on Indoor Air Quality and Climate, em Helsínquia, República Checa.

Lee, Ji-Hyon, e Wan-Kuen Jo. 2006. Characteristics of indoor and outdoor bioaerosols at Korean high-rise apartment buildings. *Environmental Research*, 101, 11-17.

Lee, S. C., e Chang, M. 2000. Indoor and outdoor air quality investigation at schools in Hong Kong. *Chemosphere*, 41, 109-113.

Lehmann, I., et al. 2002. The influence of maternal exposure to volatile organic compounds on the cytokine secretion profile of neonatal T cells. *Environmental Toxicology*, 17, 203-210.

Liu, Miao-Miao, et al. 2013. Effects of Outdoor and Indoor Air Pollution on Respiratory Health of Chinese Children from 50 Kindergartens. *Journal of Epidemiology*, 23, 280-287.

Lu, Xinwei, Xiaolan Zhang, Loretta Y. Li, e Hao Chen. 2014. Assessment of metals pollution and health risk in dust from nursery schools in Xi'an, China. *Environmental Research*, 128, 27-34.

Lunden, M. M., Kirchtetter, T. W., Thatcher, T. L., Hering, S. V. e Brown, N. J. 2008. Factors affecting the indoor concentrations of carbonaceous aerosols of outdoor origin. *Atmospheric Environment*, 42, 5660-5671.

Madureira, Joana, Inês Paciência, e Eduardo Fernandes. 2012. Levels and Indoor-Outdoor Relationships of Size-Specific Particulate Matter in Naturally Ventilated Portuguese Schools. *Journal of Toxicology and Environmental Health*, 75, 1423-1436.

Martuzevicius, D., et al. 2008. Traffic-related PM_{2.5} aerosol in residential houses located near major highways: indoor versus outdoor concentrations. *Atmospheric Environment*, 42, 6575-6585.

Massey, D., Masih, J., Kulshrestha, A., Habil, M. e Taneja, A. 2009. Indoor/outdoor relationship of fine particles less than 2.5mm (PM_{2.5}) in residential homes locations in central Indian region. *Building and Environment*, 44, 2037-2045.

Mejía, Jaime F., Samantha Low Choy, Kerrie Mengersen, e Lidia Morawska. 2011. Methodology for assessing exposure and impacts of air pollutants in school children: Data collection, analysis and health effects - A literature review. *Atmospheric Environment*, 45, 813-823.

Mesquita, C. 2007. *A influência de fatores meteorológicos nas concentrações de ozono superficial na cidade do Porto*. Universidade do Minho.

Missia, Dafni A., Demetriou, E., Michael, N., Tolis, E. I. e Bartzis, J. G. 2010. Indoor exposure from building materials: A field study. *Atmospheric Environment*, 44, 4388-4395.

Monn, C. 2002. Exposure assessment of air pollutants: a review on spatial heterogeneity and indoor/outdoor/personal exposure to suspended particulate matter, nitrogen dioxide and ozone. *Atmospheric Environment*, 35, 1-32.

Morgenstern, Verena, et al. 2008. Atopic diseases, allergic sensitization, and exposure to traffic-related air pollution in children. *American Journal of Respiratory & Critical Care Medicine*, 177, 1331-1337.

Morrow County Health Department. *Morrow County Health*. 2014. [acedido em 25 de maio de 2014]. Disponível em <http://www.morrowcountyhealth.org/page.aspx?id=675788>.

Mukala, K. *Personal exposure to nitrogen dioxide and health effects among preschool children*, Filândia: National Public Health Institute Division of Environmental Health, Kuopio.

Norbäck, D., Walinder, R., Wieslander, G. e Smedje, G. 2000. Indoor air pollutants in schools: nasal patency and biomarkers in nasal lavage. *Allergy*, 55, 163-170.

Norhidayah, A., Chia-Kuang, L., Azhar, M. K., e Nurulwahida, S. 2013. Indoor Air Quality and Sick Building Syndrome in Three Selected Buildings. *Procedia Engineering*, 53, 93-98.

Nota Técnica NT-SCE02. 2009. Metodologia para auditorias periódicas de QAI em edifícios de serviços existentes no âmbito do RSECE.

Nurmatov, Ulugbek B., Nara Tagieva, Sean Semple, Graham Devereux, e Aziz Sheikh. 2013. Volatile organic compounds and risk of asthma and allergy: a systematic review and meta-analysis of observational and interventional studies. *Primary Care Respiratory Journal*, 22, 9-15.

Oliveira, César, Patrícia Santos, Teresa Nunes, Casimiro Pio, Alexandre Caseiro, e Peter Wahlin. 2004. Contribuição das Emissões Rodoviárias na Qualidade do Ar da Cidade do Porto. Comunicação apresentada em 8ª Conferência Nacional do Ambiente, em Aveiro.

Ott, Wayne R., Anne C. Steinemann, e Lance A. Wallace. 2007. *Exposure Analysis*. United States of America: CRC Press LLC.

Parker, J. L., Larson, R. R., Eskelson, E., Wood, E. M. e Veranth, J. M. 2008. Particle size distribution and composition in a mechanically ventilated school building during air pollution episodes. *Indoor Air*, 18, 386-393.

Pascal, M., et al. 2013. Assessing the public health impacts of urban air pollution in 25 European cities: Results of the Aphekom project. *Science of the Total Environment*, 449, 390-400.

Pegas, P. N., et al. 2011. Indoor air quality in elementary schools of Lisbon in spring. *Environmental Geochemical Health*, 33, 445-468.

Pegas, P. N., et al. 2012. Indoor and outdoor characterisation of organic and inorganic compounds in city centre and suburban elementary schools of Aveiro, Portugal. *Atmospheric Environment*, 55, 80-89.

Pickett, Anna Ruth, e Michelle L. Bell. 2011. Assessment of Indoor Air Pollution in Homes with Infants. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 8, 4502-4520.

Polidori, A., Arhami, M., Sioutas, C., Delfino, R. J. e Allen, R. 2007. Indoor/outdoor relationships, trends and carbonaceous content of fine particulate matter in retirement homes of the Los Angeles basin. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 57, 366-379.

PORDATA. 2011 *PORDATA - Base de Dados Portugal Contemporâneo*. Fundação Francisco Manuel dos Santos. Disponível em <http://www.pordata.pt/Portugal/Estabelecimentos+nos+ensinos+pre+escolar++basico+e+secundario+por+nivel+de+ensino-1237>.

Portaria nº 353-A/2013. Ministérios do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia, da Saúde e da Solidariedade, Emprego e Segurança Social - Diário da República - 1ª Série, Nº 253, 6644(2)-6644(9). .

Raaschou-Nielsen, O., et al. 2008. Domestic radon and childhood cancer in Denmark. *Epidemiology*, 19, 536-543.

Radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic. 2008. *Sources-to-effects assessment for radon in homes and workplaces. Report to the General Assembly*. New York.

Raub, James A., Monique Mathieu-Nolf, Neil B. Hampson, e Stephen R. Thom. 2000. Carbon monoxide poisoning - a public health perspective. *Toxicology*, 145, 1-14.

Rohr, Annette C., Charles J. Weschler, Petros Koutrakis, e John D. Spengler. 2003. Generation and Quantification of Ultrafine Particles through Terpene/Ozone Reaction in a Chamber Setting. *Aerosol Science and Technology*, 37, 65-78.

Rumchev, K. B., Spickett, J. T., Bulsara, M. K., Phillips, M. R. e Stick, S. M. 2002. Domestic exposure to formaldehyde significantly increases the risk of asthma in young children. *The European respiratory journal*, 20, 403-408.

-
- Rumchev, K., Spickett, J., Bulsara, M., Philips, M. e Stick, S. 2004. Association of domestic exposure to volatile organic compounds with asthma in young children. *Thorax*, 59, 746-751.
- Salthammer, T., e Mentese, S. 2008. Comparison of analytical techniques for the determination of aldehydes in test chambers. *Chemosphere*, 73, 1351-1356.
- Schwartz, J. 2004. Air pollution and children's health. *Pediatrics*, 113, 1037-1043.
- Shendell, D. G., Prill, R., Fisk, W. J., Apte, M. G., Blake, D. e Faulkner, D. 2004. Associations between classroom CO₂ concentrations and student attendance in Washington and Idaho. *Indoor Air*, 14, 333-341.
- Singh, Jagjit. 2005. Toxic Moulds and Indoor Air Quality. *Indoor and Built Environment*, 14, 229-234.
- Smedje, G., Norbäck, D. e Edling, C. 1997. Subjective indoor air quality in schools in relation to exposure. *Indoor Air*, 7, 143-150.
- Smith, B. J., Nitschke, N., Pilotto, L. S., Ruffin, R. E., Pisaniello, D. L. e Willson, K. J. 2000. Health effects of daily indoor nitrogen dioxide exposure in people with asthma. *The European respiratory journal*, 16, 879-885.
- Smith, K. R., e Mehta, S. 2003. The burden of disease from indoor air pollution in developing countries: comparison of estimates. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*, 206, 279-289.
- Sousa, S. I. V., Alvim-Ferraz, M. C. M. e Martins, F. G. 2012b. Indoor PM₁₀ and PM_{2.5} at Nurseries and Primary Schools. *Advanced Materials Research*, 433-440, 385-390.
- Sousa, Sofia I. V., Catarina Ferraz, Maria C. M. Alvim-Ferraz, Luisa G. Vaz, Agostinho J. Marques, e Fernando G. Martins. 2012a. Indoor air pollution on nurseries and primary schools: impact on childhood asthma study protocol. *BMC Public Health*, 12, 435.
- Sousa, Sofia Isabel. 2009. "Impact of Ozone on the Prevalence of Childhood Asthma." Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto.
- Spengler, J. D., e Sexton, K. 1983. "Indoor air pollution: a public health perspective." *Science* 221, 9-17.
- Spengler, J. D., Samet, J. M. e McCarthy, J. F. 2000. *Indoor Air Quality Handbook*. McGraw-Hill.
- Stanek, L. W., Sacks, J. D., Dutton, S. J. e Dubois, J. 2011. Attributing health effects to apportioned components and sources of particulate matter. An evaluation of collective results. *Atmospheric Environment*, 45, 5655-5663.
-

Steinle, Susanne, Stefan Reis, e Clive Eric Sabel. 2013. Quantifying human exposure to air pollution - Moving from static monitoring to spatio-temporally resolved personal exposure assessment. *Science of the Total Environment*, 443, 184-193.

Stetzenbach, L. D., e Buttner, M. 2000 *Airborne Microorganisms and Indoor Air Quality Encyclopedia of Microbiology*. 2ª. Vol. 1, Las Vegas.

Stranger, M., Potgieter-Vermaak, S. S. e Van Grieken, R. 2008. Characterization of indoor air quality in primary schools in Antwerp, Belgium. *Indoor Air*, 18, 454-463.

Theodosiou, T. G., e Ordoumpozanis, K. T. 2008. Energy, comfort and indoor air quality in nursery and elementary school buildings in the cold climatic zone of Greece. *Energy and Buildings*, 40, 2207-2214.

Tiwary, Abhishek, e Jeremy Colls. 2010. *Air Pollution Measurement, modelling and mitigation*. 3ª. Taylor & Francis.

Tong, Susanna T. Y., e Kin Che Lam. 1998. Are nursery schools and kindergartens safe for our kids? The Hong Kong study. *The Science of the Total Environment*, 216, 217-225.

Tranfield, E. M., e Walker, D. C. 2012. Understanding Human Illness and Death Following Exposure to Particulate Matter Air Pollution. *Environmental Health - Emerging Issues and Practice*, 81-102.

Tsakas, Marios P., Apostolos P. Siskos, e Panayotis Siskos. 2011. *Indoor Air Pollutants and the Impact on Human Health, Chemistry, Emission Control, Radioactive Pollution and Indoor Air Quality*. InTech: Grécia.

TSI Incorporated. 2013 *Indoor Air Quality Handbook - A practical guide to indoor air quality investigations*. United States of America

USEPA. 1993. *Air quality criteria for Oxides of Nitrogen Volume I of III*. Washington DC.

USEPA. 1998. *Building Air Quality Action Plan*. [acedido em 28 de fevereiro de 2014]. Disponível em http://www.epa.gov/ttn/naaqs/standards/co/s_co_index.html.

USEPA. 2008a. *Mold Remediation in Schools and Commercial Buildings*. Washington DC.

USEPA. 2008b. *Integrated science assessment for oxides of nitrogen - health criteria (final report)*. Washington DC.

USEPA. 2009. *Indoor Air Quality Tools for Schools - Reference Guide*. Washington DC.

USEPA. 2012a. *The Inside Story: A Guide to Indoor Air Quality*. [acedido em 22 de fevereiro de 2014]. Disponível em <http://www.epa.gov/iaq/pubs/insidestory.html>.

USEPA. 2012b. Volatile Organic Compounds (VOCs) - Technical Overview.[acedido em 7 de março de 2014]. Disponível em <http://www.epa.gov/iaq/voc2.html#definition>.

Vaupotic, J. 2002. Search for radon sources in buildings - kindergartens. *Journal of Environmental Radioactivity*, 61, 365-372.

Venn, A. J., Cooper, M., Antoniak, M., Laughlin, C., Britton, J., e Lewis, S. A. 2003. Effects of volatile organic compounds, damp, and other environmental exposures in the home on wheezing illness in children. *Thorax*, 58, 955-960.

Verschueren, K. *Handbook of environmental data on organic chemicals*. 4^a. John Wiley & Sons: New York.

Weather Avenue. "Tempo Europ." 2014. [acedido em 26 de junho de 2014]. Disponível em <http://www.meteo-europ.com/pt/pt/region-braganca.html>.

Weschler, C. J. 2009. Changes in indoor pollutants since the 1950s. *Atmospheric Environment*, 44, 1980-1989.

WHO. 1999 Environmental Health Criteria 213 Carbon monoxide (Second Edition). Geneva.

WHO. 2004 Children's health and environment, A global perspective. Geneva.

WHO. 2006. Air quality guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Germany.

WHO. 2009b. Handbook on indoor Radon a Public Health Perspective. Geneva.

WHO. 2006. IARC Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans VOLUME 88 Formaldehyde, 2-Butoxyethanol and 1-tert-Butoxypropan-2-ol. Lyon.

WHO. 2009. WHO guidelines for indoor air quality : dampness and mould. Copenhagen.

WHO. 2010. WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe.

WHO. 2014. Global estimates of burden of disease caused by environmental risks. [acedido em 23 de março de 2014]. Disponível em http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/global/globalair2004/en/.

Wichmann, J., T. Lind, M.A.-M. Nilsson, e T. Bellander. 2010. PM_{2.5}, soot and NO₂ indoor-outdoor relationships at homes, pre-schools and schools in Stockholm, Sweden. *Atmospheric Environment*, 44, 4536-4544.

Wilson, W. E., Chow, J. C., Claiborn, C., Fusheng, W., Engelbrecht, J. e Watson, J. G. 2002. Monitoring of particulate matter outdoors. *Chemosphere*, 49, 1009-1043.

-
- Wisthaler, A., et al. 2008. Technical Note: Intercomparison of formaldehyde measurements at the atmosphere simulation chamber SAPHIR. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 8, 2189-2200.
- Wolkoff, P., e Nielsen, G. D. 2001. Organic compounds in indoor air-their relevance for perceived indoor air quality? *Atmospheric Environment*, 35, 4407-4417.
- Wolkoff, P., e Nielsen, G. D. 2010. Non-cancer effects of formaldehyde and relevance for setting an indoor air guideline. *Environment International*, 36, 788-799.
- Yang, Wonho, Jongryeul Sohn, Jihwan Kim, Busoon Son, e Jinchul Park. 2009. Indoor air quality investigation according to age of the school buildings in Korea. *Jornal of Environmental Management*, 90, 348-354.
- Yoon, Chungsik, Kiyong Lee, e Donguk Park. 2011. Indoor air quality differences between urban and rural preschools in Korea. *Environmental Science and Pollution Research*, 18, 333-345.
- Yu, B. F., Hu, Z. B., Liu, M., Yang, H. L., Kong, Q. X. e Liu, Y. H. 2009. Review of research on air-conditioning systems and indoor air quality control for human health. *International Journal of Refrigeration*, 32, 3-20.
- Yu, C., e Crump, D. 1999. A review of the emission of VOC from polymeric materials used in bluidings. *Building and Environment*, 33, 357-374.
- Zabiegala, B., Górecki, T., Przyk, E. e Namiésnik, J. 2002. Permeation passive sampling as a tool for the evaluation of indoor air quality. *Atmospheric Environment*, 36, 2907-2916.
- Zhang, L. Z., e Niu, J. L. 2003. Effects of substrate parameters on the emissions of volatile organic compounds from wet coating. *Building Environment*, 38, 939-946.
- Zhu, Y., Hinds, W. C., Krudysz, M., Kuhn, T., Froines, J. e Sioutas, C. 2005. Penetration of freeway ultrafine particles into indoor environments. *Journal of Aerosol Science*, 36, 303-322.
- Zuraimi, M. S., Tham, K. W., Chew, F. T. e Oi, P. L. 2007. The effect of ventilation strategies of child care centers on indoor air quality and respiratory health of children in Singapore. *Indoor Air*, 17, 317-327.
- Zuraimi, M. S., e Tham, K. W. 2008. Indoor air quality and its determinants in tropical child care centers. *Atmospheric Environment*, 42, 2225-2239.

Anexo A Ficha de Avaliação

FICHA DE AVALIAÇÃO					
CARATERIZAÇÃO GLOBAL					
Período da campanha:		Data da visita:			
Identificação do J.I.:					
Morada:					
Envolvente:					
Tipologia: (Rural/Urbano)		Nº de alunos:		Ano de construção:	
Nº de pisos:		Nº de salas:		Localização da sala no edifício:	
CARATERIZAÇÃO DAS ÁREAS A AVALIAR					
Tipo de sala:		Área:		Nº médio de ocupantes:	
Horário de utilização:			Faixas etárias:		
Tipo de atividades:					
Variação diária de ocupação:					
CONDIÇÕES GERAIS DAS INSTALAÇÕES					
Revestimento	Paredes:			Localização da sala no edifício:	
	Teto:				
	Pavimento:				
Estado de conservação:		Estado de higiene:		Presença visível de fungos:	
Iluminação			Sistema de aquecimento (Ligado/Desligado)		
Tipo:			Aquecimento central	<input type="checkbox"/>	
Nº de janelas:			Aquecedores a óleo	<input type="checkbox"/>	
Orientação e localização das janelas:			Aquecedores a gás	<input type="checkbox"/>	
Abertura de janelas (Período médio):			Aquecedores de resistência elétrica	<input type="checkbox"/>	

Higienização			
Períodicidade:		Horário:	
Produtos de limpeza usados:			
FONTES DE POLUIÇÃO			
Possíveis fontes de poluentes interiores			
Mobiliário:	<input type="checkbox"/>		
Equipamentos:	<input type="checkbox"/>		
Queima de combustíveis:	<input type="checkbox"/>		
Sobrelotação:	<input type="checkbox"/>		
Plantas:	<input type="checkbox"/>		
Ambientadores:	<input type="checkbox"/>		
Atividades desenvolvidas:			
Possíveis fontes de poluentes exteriores			
Emissões de veículos (Tipo de tráfego rodoviário):			
Proximidade de chaminés:			
Outros:			
Outras observações:			

Anexo B Caracterização mais específica dos microambientes estudados

RUR1

Tabela 21 - *Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR1*

Microambientes	Sala A	Sala B	Refeitório
Tipo de Ventilação	Sistema AVAC (desligado) - Considerado ventilação natural		
Sistema de aquecimento	● Elétrico		
Sistema de ar condicionado	○		
Principais materiais	Betão, PVC e madeira	Betão, PVC e madeira	Betão, PVC e INOX
Revestimento do teto	Pladur®		
Revestimento das paredes	Tinta branca	Tinta branca	Tinta branca e mármore
Revestimento do chão	Pavimento vinílico e carpetes plásticas	Pavimento vinílico e carpetes plásticas	Pavimento vinílico
Nº de portas	2 - i) para o corredor interior; e ii) para o exterior.		
-Tipo de portas	i) Madeira; e ii) Caixilharia em alumínio com vidro.		
Nº de janelas	3		
Tipo de janelas	Caixilharia em alumínio com vidro duplo		
Sinais de humidade/infiltrações	○		

● - Existente; ○ - Não existente

RUR2

Tabela 22 - *Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR2*

Microambientes	Sala A	Refeitório
Tipo de Ventilação	Ventilação natural	Ventilação natural
Sistema de aquecimento	○	● Elétrico
Sistema de ar condicionado	●	○
Principais materiais	Betão e madeira	Betão e madeira
Revestimento do teto	Tinta branca	
Revestimento das paredes	Tinta branca	Tinta branca e azul
Revestimento do chão	Pavimento vinílico e carpetes	Pavimento vinílico
Nº de portas	1	1
-Tipo de portas	Madeira	Madeira
Nº de janelas	3	3
Tipo de janelas	Caixilharia em madeira com vidro simples	Caixilharia em madeira com vidro simples
Sinais de humidade/infiltrações	○	○

● - Existente; ○ - Não existente

RUR3

Tabela 23 - *Caraterísticas mais específicas dos microambientes de RUR3*

Microambientes	Sala A	Sala B	Refeitório
Tipo de Ventilação	Ventilação natural	Ventilação natural	Ventilação natural
Sistema de aquecimento		○	
Sistema de ar condicionado		○	
Principais materiais	Betão e linóleo	Betão e linóleo	Betão, linóleo e madeira
Revestimento do teto		Pladur®	
Revestimento das paredes	Linóleo e tinta branca	Linóleo e tinta branca	Linóleo e tinta branca
Revestimento do chão	Linóleo e carpetes plásticas	Linóleo	Linóleo
Nº de portas		1 - corredor interior	
-Tipo de portas		Madeira	
Nº de janelas	2	2	1
Tipo de janelas	Caixilharia em alumínio com vidro duplo	Caixilharia em alumínio com vidro duplo	Caixilharia em madeira com vidro simples
Sinais de humidade/infiltrações		○	

○ - Não existente

URB

Tabela 24 - *Caraterísticas mais específicas dos microambientes de URB*

Microambientes	Sala A	Sala B	Sala C	Refeitório
Tipo de Ventilação	Ventilação mecânica (AC Ligado)	Ventilação mecânica(AC Ligado)	Ventilação natural	Ventilação natural
Sistema de aquecimento	○	○	○	○
Sistema de ar condicionado	●	●	○	○
Principais materiais	Betão, PVC e madeira	Betão e madeira	Betão e madeira	Betão, PVC e INOX
Revestimento do teto	Tinta branca	Tinta branca	Tinta branca	Tinta branca
Revestimento das paredes	Tinta branca	Tinta branca	Tinta azul	Tinta branca e azulejo
Revestimento do chão	Pavimento flutuante de madeira e carpetes plásticas	Pavimento flutuante de madeira	Pavimento flutuante de madeira	Pavimento flutuante de madeira
Nº de portas	1 - corredor interior	1 - corredor interior	1 - corredor interior	Sem portas
-Tipo de portas	Madeira	Madeira	Madeira e vidro	-
Nº de janelas	1	2	3	Sem janelas
Tipo de janelas	Caixilharia em alumínio com vidro duplo	Caixilharia em alumínio com vidro duplo	Caixilharia em alumínio com vidro duplo	-
Sinais de humidade/infiltrações	●	●	○	○

● - Existente; ○ - Não existente

Anexo C Fotografias dos microambientes

RUR1



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura C1 - Fotografias de RUR1: a) Sala A (1); b) Sala A (2); c) Sala B (1); d) Sala B (2); e) Refeitório (1); f) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.

RUR2



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura C2 - Fotografias de RUR2: a) Sala A (1); b) Sala A (2) - Instalação dos equipamentos; c) Refeitório (1); d) Refeitório (2).

RUR3



(a)



(b)



(c)



(d)

Figura C3 - Fotografias de RUR3: a) Sala A - Instalação dos equipamentos; b) Sala B; c) Refeitório (1); d) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.

URB



(a)



(b)



(c)



(d)



(e)



(f)

Figura C4 - Fotografias de URB: a) Sala A (1); b) Sala A (2); c) Sala B (1); d) Sala B (2); e) Sala B (3) - Instalação dos equipamentos; f) Sala C (1); g) Sala C (2); h) Sala C (3) - Instalação dos equipamentos; i) Refeitório (1); j) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.



(g)



(h)



(i)



(j)

Figura C4 (continuação) - *Fotografias de URB: a) Sala A (1); b) Sala A (2); c) Sala B (1); d) Sala B (2); e) Sala B (3) - Instalação dos equipamentos; f) Sala C (1); g) Sala C (2); h) Sala C (3) - Instalação dos equipamentos; i) Refeitório (1); j) Refeitório (2) - Instalação dos equipamentos.*

Anexo D Tratamento de dados

Inicialmente foram calculadas as médias horárias referentes ao período de medição, a partir dos dados recolhidos por cada equipamento.

Para os poluentes analisados pelo equipamento HazScanner - model IEMS, foi necessário converter unidades disponibilizadas pelo equipamento (ppm e ppb), para as unidades comumente utilizadas e constantes da legislação e valores guia internacionais. Para este procedimento foram utilizados fatores de conversão que se apresentam na **Tabela** para cada poluente analisado (APA 2009; Tiwary e Colls 2010; Nota Técnica NT-SCE-02 2009).

Tabela 3.1 - Fatores de conversão de gases em frações molares em partes por milhão (ppm) para concentrações ($\mu\text{g m}^{-3}$) normalizados à temperatura de 293 K e à pressão de 101,3 KPa

Poluentes	Fator de conversão
COVT	Isobutileno - 0,26 ppm = 600 $\mu\text{g/m}^3$
CH ₂ O	1 ppm = 1250 $\mu\text{g/m}^3$
CO ₂	1 ppm = 1830 $\mu\text{g/m}^3$
CO	1 ppm = 1640 $\mu\text{g/m}^3$
NO ₂	1 ppm = 1910 $\mu\text{g/m}^3$
O ₃	1 ppm = 2000 $\mu\text{g/m}^3$

Seguidamente, e uma vez que os fatores de conversão são normalizados para a temperatura de 293 K e pressão de 101,3 kPa foi feita a correção para a temperatura de cada medição com os valores de T_{ar} registados pelo equipamento HazScanner - model IEMS e admitida uma pressão atmosférica de 1 atm.

Posteriormente, foram calculados cenários médios dos perfis diários para cada poluente/parâmetro em cada local medido, para períodos de ocupação (dias de semana) e períodos de não ocupação (fim de semana).

Finalmente, e para ser possível aferir quanto à existência de excedências ou incumprimentos dos valores de referência, foram calculadas médias octo-horárias para a comparação com os valores preconizados na legislação portuguesa e médias diárias e em alguns casos horárias para a comparação com os valores guia internacionais.

No procedimento de análise e tratamento dos dados foi utilizado o software Microsoft Excel.